

ESTUDOS SOBRE IMPACTOS AMBIENTAIS

Uma abordagem contemporânea



ISBN 978-85-7170-009-3



9 788571 700093

ALESSANDRO REINALDO ZABOTTO
(Org)

© 2019 FEPAF

Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais

Avenida Universitária, 3780

Fazenda Experimental Lageado

CEP: 18610-034 - Botucatu, SP

Tel.: (0xx14) 3880-7127

<http://www.fepaf.org.br>

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO – DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

E82 Estudos sobre impactos ambientais: Uma abordagem contemporânea
Organizador: Alessandro Reinaldo Zabotto - Botucatu: FEPAF, 2019
293 p.: fots. color., grafs., ils. color., tabs.

1 livro digital

Disponível em: <http://www.fepaf.org>
ISBN 978-85-7170-009-3
Inclui bibliografia

1. Impacto Ambiental. 2. Licenciamento Ambiental. 3. Planejamento Ambiental.
4. Legislação Ambiental. I. Zabotto, Alessandro Reinaldo. II. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais. III. Júlio de Mesquita Filho. Faculdade de Ciências Agrônômicas.

CDD 23. ed. (632.1)

A reprodução desta obra é livre e irrestrita, desde que citadas as fontes.

CONSELHO EDITORIAL ACADÊMICO

(Doutores do Departamento de Química e Bioquímica – IBB/UNESP)

PEDRO DE MAGALHÃES PADILHA

WILLIAN FERNANDO ZAMBUZZI

GUSTAVO DA ROCHA DE CASTRO

REVISÃO DOS TEXTOS

ALESSANDRO REINALDO ZABOTTO

FERNANDO BROETTO

THAIS ARRUDA COSTA JOCA

EDITORAÇÃO

THAIS ARRUDA COSTA JOCA

ORGANIZADOR



Alessandro Reinaldo Zabotto é graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Nove de Julho. Mestrando em Agronomia (Energia na Agricultura) no PPG/FCA - UNESP. Realiza palestras, cursos e consultoria para empresas com temas relacionados a impactos ambientais, sustentabilidade e licenciamento ambiental. Na pós-graduação, atua na área de Agronomia com ênfase em fertilidade do solo, nutrição de plantas, fisiologia e metabolismo vegetal.

AUTORES

Adjane Brito Alves

Engenheira Civil, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP 01504-000, São Paulo – SP.

Alberto Cavalcanti de Figueiredo Netto

Biólogo, Pós-graduado em Gestão Integrada da Qualidade, Meio Ambiente, Saúde e Segurança e Responsabilidade Social - Centro Universitário SENAC, São Paulo - SP.

Alessandro Reinaldo Zabotto

Biólogo, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu – SP.

Alexandre Camargo Martensen

Biólogo, Doutor em Ecologia, Professor Adjunto, Centro de Ciências da Natureza – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Rod. Lauri Simões de Barros, km 12 - SP-189, CEP 18280-000, Buri – SP.

Alícia Giolo Hippólito

Médica Veterinária, Programa de Pós-graduação em Animais Selvagens – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua Prof. Dr. Antônio Celso Wagner Zanin 250, CEP 18618-689, Botucatu – SP.

Andreza Portella Ribeiro

Química, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP 01504-000, São Paulo – SP.

Ariadne Farias

Geógrafa, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu – SP.

Cleber da Silva Costa

Biólogo, Professor Universitário - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP 01504-000, São Paulo – SP.

Dariane Priscila Franco de Oliveira

Engenheira Florestal, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu – SP.

Edilson Ramos Gomes

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia (Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu – SP.

Fabricio Bau Dalmas

Biólogo, Programa de Pós-graduação em Análise Geoambiental, Universidade Univeritas (UNG). Rua Eng. Prestes Maia, 88, CEP 07023-070, Guarulhos – SP.

Fernando Broetto

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciências, Professor Associado – Departamento de Química e Bioquímica, Universidade Estadual Paulista (UNESP) – Instituto de Biociências. Rua Profª. Dra. Irina Delanova Gemtchujnicov, s/n, CEP 18618-693, Botucatu - SP.

Fernando Periotto

Biólogo, Doutor em Ecologia, Professor Associado, Centro de Ciências da Natureza - Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Rod. Lauri Simões de Barros, km 12 - SP-189, CEP 18290-000, Buri - SP.

Gabryele Silva Ramos

Engenheira Agrônoma, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Proteção de Plantas), Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18618-693, Botucatu - SP.

Gilson Stanski

Biólogo, Doutor em Zoologia - Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências - Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua Prof. Dr. Antônio Celso Wagner Zanin 250, CEP 18618-689, Botucatu - SP.

Gracielli Foli

Arquiteta, Faculdade de Arquitetura - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP: 01504-000, São Paulo - SP.

Gustavo Ramos Gomes

Engenheiro Agrônomo, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu - SP.

Heloísa Eliete Marques de Oliveira

Bióloga, Centro de Ciências da Natureza - Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Rod. Lauri Simões de Barros, km 12 - SP-189, CEP 18290-000, Buri - SP.

José Maurício dos Santos Mendes

Engenheiro Eletrônico, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP 01504-000, São Paulo - SP.

Juliano de Jesus Bueno

Engenheiro Elétrico, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP: 01504-000, São Paulo - SP.

Karina Gonçalves da Silva

Bióloga, Programa de Pós-graduação em Ciências (Energia Nuclear na Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (CENA/USP). Avenida Centenário, 303, CEP 13400-970, Piracicaba - SP.

Leonardo Ferreira da Silva

Tecnólogo em Transportes Terrestres, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP 01504-000, São Paulo - SP.

Luciane Cristina Lazzarin

Engenheira Florestal, Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu - SP.

Luis Carlos Quimbayo Guzmán

Biólogo, Programa de Pós-graduação em Ecologia - Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Rua Monteiro Lobato, 255, CEP 13083-862, Campinas - SP.

Marcelo Freire Mendonça

Engenheiro Florestal, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP 01504-000, São Paulo - SP.

Márcio Luiz Moura Santos

Engenheiro Agrônomo, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu - SP.

Maurício Lamano Ferreira

Biólogo, Doutor em Ciências (Energia Nuclear na Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (CENA/USP). Avenida Centenário, 303, CEP 13400-970, Piracicaba – SP.

Mauro Ramon

Engenheiro Ambiental, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP 01504-000, São Paulo – SP.

Patrícia Bulbovas

Bióloga, Pós-graduação em Análise Geoambiental, Universidade Univeritas UNG. Rua Eng. Prestes Maia, 88, CEP 07023-070, Guarulhos – SP.

Plínio Barbosa de Camargo

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciências (Energia Nuclear na Agricultura - Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (CENA/USP). Avenida Centenário, 303 - CEP 13400-970, Piracicaba – SP.

Priscila de Oliveira Barbosa

Bióloga, Programa de Pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis - Universidade Nove de Julho (UNINOVE). Rua Vergueiro, 235/249, CEP: 01504-000, São Paulo – SP.

Ricardo Pedro Guazzelli Rosario

Biólogo, Advogado, Mestre em Direito Político e Econômico, Mestre e Doutor em Meio Ambiente e Conservação da Biodiversidade – Faculdade de Direito, Universidade Presbiteriana Mackenzie. Rua da Consolação 930, CEP 04045-972, São Paulo - SP.

Tamiris Cristina Oliveira de Andrade

Tecnóloga em Agronegócio, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu – SP.

Tatiane Cristovam Ferreira

Engenheira Ambiental, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu – SP.

Thais Arruda Costa Joca

Licenciada em Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua Prof. Dr. Antônio Celso Wagner Zanin, 250- CEP 18618-689, Botucatu – SP.

Valdemício Ferreira de Sousa

Engenheiro Agrônomo, Pesquisador da Embrapa Meio-Norte (EMBRAPA). Avenida Duque de Caxias, 5650, CEP 64006-220, Teresina - PI.

Vitor Carvalho Ribeiro de Araújo

Engenheiro Agrônomo, Programa de Pós-graduação em Agronomia (Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP). Rua José Barbosa de Barros, 1780, CEP 18610-307, Botucatu – SP.

PREFÁCIO

A sociedade humana passou por diversas transformações sociais, econômicas e ambientais nas últimas décadas, e com isso a proteção do meio ambiente foi ganhando espaço no âmbito jurídico. Em 1987 foi criado pela ONU o conceito de desenvolvimento sustentável, no qual as atividades atuais desenvolvidas pelo ser humano devem suprir as necessidades sem comprometer as futuras gerações.

Com o desenvolvimento das cidades e o intenso modo de vida consumista, profundas alterações são causadas no meio ambiente natural, as quais são denominadas de impactos ambientais antrópicos. Nesta obra, estão reunidos capítulos com ampla

abordagem sobre estes impactos em diferentes ecossistemas, e ainda, a legislação ambiental vigente em diferentes esferas governamentais.

De tal modo, é com imenso prazer que organizei este livro, para que possa trazer ferramentas e informações atualizadas, além de embasar novos estudos sobre o tema à comunidade científica, aos órgãos públicos e privados, especialistas da área ambiental e ao público em geral.

Portanto, deixo aqui meu agradecimento a todos acadêmicos e profissionais de diversas instituições e áreas, que colaboraram para a realização desta obra.

Alessandro Reinaldo Zabotto

“Se soubesse que o mundo se acaba amanhã, eu ainda hoje plantaria uma árvore”.

Martin Luther King Jr.

Sumário

Capítulo 1

Impactos Ambientais da Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos

Tatiane Cristovam Ferreira; Thais Arruda Costa Joca; Fernando Broetto, 1

Capítulo 2

Água Residuária: Usos e Legislação

Dariane Priscila Franco de Oliveira; Tamiris Cristina Oliveira de Andrade; Fernando Broetto, 11

Capítulo 3

Os Efeitos dos Impactos Ambientais no Cenário Empresarial Brasileiro

Tamiris Cristina Oliveira de Andrade; Dariane Priscila Franco de Oliveira; Fernando Broetto, 20

Capítulo 4

O Uso do Solo Próximo à Reservatórios de Abastecimento Hídrico e suas Implicações com a Prestação por Serviços Ambientais: Uma Abordagem Baseada em Valoração Monetária

Marcelo Freire Mendonça; Maurício Lamano Ferreira, 25

Capítulo 5

Arborização Urbana: Características, Funções e Manejo

Fernando Periotto; Heloísa Eliete Marques de Oliveira; Ariadne Farias; Alessandro Reinaldo Zabotto, 58

Capítulo 6

Medição de Carbono em Florestas Urbanas: Importância e Metodologias

Maurício Lamano Ferreira; Priscila de Oliveira Barbosa; Mauro Ramon; Luis Carlos Quimbayo Guzmán; Karina Gonçalves da Silva; Plínio Barbosa de Camargo, 73

Capítulo 7

Poluição dos Solos: Um Inimigo Oculto

Andreza Portella Ribeiro; Maurício Lamano Ferreira; Adjane Brito Alves; Leonardo Ferreira da Silva, 108

Capítulo 8

Impactos Ambientais de Pesticidas sobre o Solo

Vitor Carvalho Ribeiro de Araújo; Tatiane Cristovam Ferreira; Márcio Luiz Moura Santos; Gabryele Silva Ramos; Gustavo Ramos Gomes, 128

Capítulo 9

Monitoramento de Solução do Solo Cultivado e Conservação

Edilson Ramos Gomes; Valdemício Ferreira de Sousa; Fernando Broetto, 144

Capítulo 10

Restauração de Áreas Degradadas: Impactos Geradores e Processos de Restauração Ecológica

Fernando Periotto; Alexandre Camargo Martensen, 153

Capítulo 11

Uso de Geoprocessamento em Estudos Ambientais: Uma Abordagem Voltada para o Licenciamento Ambiental

Fabricio Bau Dalmas; Patrícia Bulbovas; Maurício Lamano Ferreira, 163

Capítulo 12

Genética da Conservação de Florestas

Cleber da Silva Costa; Thais Arruda Costa Joca; Luciane Cristina Lazzarin, 177

Capítulo 13

Contextualização Econômica e Ambiental da Silvicultura Brasileira de Florestas Plantadas

Alessandro Reinaldo Zabotto; Cleber da Silva Costa; Thais Arruda Costa Joca; Fernando Broetto, 187

Capítulo 14

Impactos Ambientais Antrópicos no Ambiente Marinho

Gilson Stanski; Alícia Giolo Hippólito, 198

Capítulo 15

Pesca de Arrasto Camaroneira: Implicações no Ecossistema Marinho

Gilson Stanski; Alícia Giolo Hippólito, 212

Capítulo 16

O Plano Municipal da Mata Atlântica como Instrumento de Regulação Ambiental: Uma Conexão entre Pessoas, Cidade e Natureza

José Maurício dos Santos Mendes; Maurício Lamano Ferreira; Gracielli Foli; Juliano Bueno, 225

Capítulo 17

Licenciamento Ambiental no Estado de São Paulo

Ricardo Pedro Guazzelli Rosario, 238

Capítulo 18

Legislação Federal Aplicada ao Licenciamento Ambiental

Alberto Cavalcanti de Figueiredo Netto, 255

**Capítulo
1****IMPACTOS AMBIENTAIS DA DISPOSIÇÃO DOS
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Tatiane Cristovam Ferreira; Thais Arruda Costa Joca; Fernando Broetto

Ferreira, T. C., Joca, T. A. C., Broetto, F. 2019. Impactos Ambientais da Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 1-10.

1. PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O resíduo sólido é todo e qualquer resto de material proveniente das atividades humanas com características específicas, que podem ser reciclados e empregado como matéria-prima de um novo produto/processo ou reutilizado. Eles podem ser encontrados nos estados sólido, líquido, semissólido e/ou gasoso, resultante das atividades industriais, hospitalar, comércio, serviços de limpeza urbana e domiciliar (MOTTA et al. 2009).

Quando se trata do que não pode ser reaproveitado cuja única possibilidade é o descarte, qualificamos como rejeito. É importante entender essas condições para compreender a dinâmica e os possíveis impactos da intensificação do descarte indiscriminado desses resíduos.

Estima-se que os resíduos sólidos urbanos descartados estão crescendo mais rapidamente que a proporção de crescimento populacional (REIS; CONTI; CORREA, 2015). Nos últimos anos, os dados de geração são cada vez maiores e alarmantes, devido à quantidade e diversidade do que é descartado descontroladamente pela sociedade moderna.

Com o advento do desenvolvimento tecnológico, crescimento populacional e migração desordenada para os centros urbanos, os hábitos de consumo da sociedade foram mudando. Itens que duravam anos, atualmente são descartados a cada novo modelo que é lançado. Isso se soma à geração de resíduos domiciliares, que é cada vez maior (GUERRA; SANDER, 2019).

Concomitante ao desenvolvimento tecnológico, a capacidade de produção e volume total de bens de consumo acentuou-se consideravelmente. Esse avanço na produção incidiu no aumento da extração de recursos naturais e da disposição de resíduos,

provenientes dos processos produtivos e também do pós-consumo (FOSTER; ROBERTO; TOSHIRO, 2016).

A concentração da população nas cidades, resultante do processo de êxodo rural em busca de melhores condições, também agravou essa problemática, com as mudanças de um perfil basicamente rural para um ambiente predominantemente urbano. Ademais, durante esse período não havia preocupação com o meio ambiente: os resíduos acumulavam-se pelas ruas e imediações, e as áreas vazias e distantes dos centros urbanos eram usadas para disposição dos resíduos (RIBEIRO; MENDES, 2018).

Acompanhado desses avanços, o consumo de produtos industrializados foi crescendo, e, por conseguinte, a produção de resíduos provenientes desses produtos: embalagens, sacos plásticos, isopor, lata, papel, vidro e resíduos orgânicos (GUEDES; JUNIOR, 2015).

De 2016 para o ano 2017 a geração de resíduos cresceu cerca de 1%, representado por uma produção diária de 214.868 toneladas, e um total anual de 78,4 milhões de toneladas. Desse montante, 40,9% dos resíduos coletados foram depositados em locais inadequados (ABRELPE, 2017).

A disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs) em áreas inadequadas sem nenhum critério técnico, com a descarga de rejeitos diretamente sobre o solo, sem qualquer tratamento prévio ou medida de contenção, tem provocando sérios impactos negativos, colocando em risco o meio ambiente e a saúde pública (LOPES; LEITE; PRASAD, 2016; SIQUEIRA; MORÃES, 2009).

Só em 2017, 29 milhões de toneladas de resíduos foram despejados em locais inadequados por 3.352 municípios brasileiros; 6,9 milhões não foram registrados na coleta, e conseqüentemente tiveram destino impróprio (ABRELPE, 2017).

Os lixões são os locais de descarte de RSUs ancestrais usados no Brasil. A disposição é feita diretamente no solo em céu aberto, sem nenhuma medida de controle das operações e de proteção ao meio ambiente.

Os aterros controlados são a uma forma de disposição mais eficiente comparada aos lixões, que acabam se tornando uma alternativa intermediária entre os lixões e os aterros sanitários, mas do ponto de vista ambiental é um sistema defectivo para o controle e gerenciamento dos resíduos, dado que a única medida utilizada nos aterros controlados é a cobertura dos resíduos com uma camada de material inerte.

Com base nos impactos ambientais e no que prevê a legislação brasileira, os aterros sanitários seriam a forma de disposição mais indicada por dispor de um sistema de impermeabilização, tratamento de percolado, monitoramento e outras medidas de mitigação dos impactos ambientais.

2. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E A GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Decorrente do intenso processo de degradação motivado pelo desenvolvimento descontrolado, o poder público viu a necessidade de criar legislações como instrumentos de defesa do meio ambiente, instituindo a Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Esse foi o primeiro grande marco para proteção ambiental, em um momento que o desenvolvimento a qualquer custo estava avançando nocivamente.

A Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), dentre seus instrumentos, define as penalidades e sanções para os responsáveis pelos impactos ambientais negativos, independente de culpa, devendo indenizar ou reparar os danos decorrentes de suas atividades (BRASIL, 1981).

Posteriormente em 1986, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, publicou a resolução para implementação da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), um dos instrumentos da PNMA. Definindo impacto ambiental como sendo qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente possam afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, biota, condições estéticas e sanitárias do meio ambiente, bem como a qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1986).

Desse modo, a PNMA já vem sinalizando a proibição do descarte inadequado dos resíduos desde 1981, e a partir da definição do impacto ambiental, dado pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) foi possível alicerçar a disposição inadequada de resíduos, como uma atividade que gera impacto ambiental.

O lançamento de resíduos sólidos, líquidos e demais substâncias fora dos limites legais que possam vir a produzir qualquer tipo de poluição e, por consequência, danos à saúde humana, mortalidade de animais ou a destruição significativa da flora, devem ser caracterizadas como crime ambiental, previsto na Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605/98). Segundo a lei, devem ser aplicadas as seguintes sanções: reclusão de um a cinco anos e multa nos responsáveis (BRASIL, 1998).

Embora nos últimos anos o respaldo da legislação veio se fortalecendo em busca de alternativas para proteção do meio ambiente, as mudanças no cenário sociopolítico e educacional, os avanços das tecnologias e o crescente aumento populacional, propiciou o aumento dos RSU's gerados, tornando-se necessário que os governantes propusessem leis para tentar reduzir a geração e conscientizar a população dos impactos causados ao meio ambiente.

Posto isso, em 2010 foi sancionada a Lei 12.305/10, com o intuito de buscar soluções para o gerenciamento deficiente e disposição inadequado dos resíduos sólidos devido ao agravamento dos impactos gerados antes, durante e depois do processo (pós consumo).

A Lei 12.305/10 dispõe a respeito da Política Nacional de Resíduos Sólidos Urbanos (PNRS), definindo princípios, objetivos e instrumentos para tratar a gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos. Estabelece deveres e as responsabilidades dos seus geradores, dando prioridade para a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição em local ambientalmente adequado. Instaura o fechamento dos lixões, a implantação da coleta seletiva pelos municípios, acordo setoriais, a desaceleração do consumo e a minimização na geração de resíduos (BRASIL, 2010). Além disso, determina os planos de gerenciamento de resíduos sólidos nas esferas federais, estadual e municipal, como instrumento fundamental para o planejamento da gestão (SEGALA; ROMANI, 2014).

3. IMPACTO AMBIENTAL DO DESCARTE INADEQUADO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Uma das principais formas de destinação dos RSU's gerados no Brasil são os depósitos a céu aberto, os famosos "lixões" e os aterros controlados. Esse tipo de disposição se tornou oficialmente irregular, após a publicação da PNRS que estabeleceu o ano de 2014 como prazo limite para o fechamento de todos os lixões em funcionamento, e a partir dessa data os rejeitos deveriam ter uma disposição ambientalmente adequada.

Embora tenha havido avanços nos últimos nove anos, atualmente ainda estão em funcionamento 1.559 lixões e 1.772 aterros controlados, que estão sendo utilizados para disposição final de resíduos sólidos urbanos (ABREPE, 2017). Esses sistemas de disposição são responsáveis por diversos impactos ambientais e riscos à saúde pública, tais como: contaminação do solo, rios e lençóis freáticos; assoreamento; enchentes;

proliferação de vetores transmissores de doenças; além de contribuir para emissão de gases de efeito estufa e para poluição visual (GOUVEIA, 2012).

O processo de disposição dos resíduos sólidos nas áreas de lixões e aterros controlados favorece a degradação do solo, diminuindo a porosidade, infiltração, estabilidade, aeração e fertilidade, tornando o solo mais suscetível à processos erosivos (SOUZA, 2004).

As principais causas da poluição do solo, se dá pelo acúmulo de lixo sólido, como embalagens de plástico, papel e metal, e de produtos químicos, como fertilizantes, pesticidas e herbicidas (SILVA et al. 2015). Isso porque, óleos, solventes, gorduras, ácidos, metais pesados e produtos químicos alteram a estrutura química e física do solo.

A composição dos resíduos sólidos é bem diversa e complexa, contemplando desde vidro, plástico, papel, metais, matéria orgânica, madeira, restos de tecidos, contaminantes biológicos à contaminantes químicos e inertes (MMA, 2019; FARIA, 2005). Dessa forma, a contaminação do substrato pode se dar por diversos poluentes e suas interações. A liberação dessas substâncias tóxicas pode ser transferida a partir do lançamento dos resíduos e rejeitos diretamente no solo, e tais perturbações físicas podem alterar a densidade, consistência do solo e sua drenagem natural, colaborando para o processo de lixiviação dos contaminantes (DINIZ; FRAGA, 2005).

O lixiviado é resíduo líquido gerado na decomposição dos materiais putrescíveis presentes nos rejeitos, proveniente da umidade natural, ou da percolação de água de chuva através da massa de resíduos sólidos, carregando os produtos da decomposição biológica e elemento minerais em dissolução (SÁ et al. 2012). O lixiviado deixa o solo mais pobre, pois retira os nutrientes e minerais do solo.

O percolado vai ter em sua composição o chorume, líquido escuro de odor desagradável proveniente do processo de degradação da matéria orgânica, com uma alta carga de poluentes tóxicos, como mercúrio, chumbo e outros metais pesados, componentes orgânicos, inorgânicos, sólidos suspensos e patógenos. Sua composição pode variar, dependendo das condições ambientais e dos tipos de rejeitos (SERAFIN et al. 2003). O chorume vai ser transportado pela água da chuva, vindo a contaminar os mananciais subterrâneos e superficiais. A contaminação dos mananciais superficiais pode inviabilizar o uso de poços freáticos nas áreas de influência dos lixões ou aterros, devido às altas concentrações de matéria orgânica, amônia e sais. Isso se deve à sua incapacidade de autodepuração, sendo a atenuação da contaminação somente pela diluição (PASCHOALATO, 2000).

A disposição dos resíduos sólidos em lixões e aterros, sem tratamento também contribui para o aumento da concentração e da emissão dos gases de maior impacto do efeito estufa, o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2) (LIMA, 2009). A matéria orgânica representa 50% dos resíduos sólidos urbanos descartados, no seu processo de degradação realizado pelas bactérias aeróbicas e anaeróbicas, o resíduo é transformado em gases, principalmente CH_4 e CO_2 .

O CH_4 e o CO_2 são gases que naturalmente ocorrem no ambiente. Porém, com a intensificação das atividades antrópicas, suas concentrações na atmosfera aumentaram consideravelmente ao longo dos 250 anos (IPCC, 2007).

A disposição dos resíduos sólidos em vazadouros (lixões) também influi na qualidade do ar, com a emissão de particulados e outros poluentes atmosféricos decorrente da combustão dos rejeitos ao ar livre e da fumaça liberada nesses locais. Em regiões mais secas ou em períodos de seca, a visibilidade é reduzida e a poeira levantada, carregando microrganismos transmissores de infecções respiratórias e irritação nasal e ocular (GOVEIA, 2012).

É importante ressaltar que não são os resíduos que causam impacto negativo no ambiente, mas a sua disposição inadequada e a falta de tratamento. Como alguns materiais demoram muito tempo para se decompor, podem sofrer alterações e liberar ainda mais substâncias no ambiente.

Ainda, os impactos dessa degradação estendem-se para áreas adjacentes aos locais de disposição, afetando outras regiões.

4. GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E MEDIDAS PREVENTIVAS

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos veio para mudar a perspectiva do poder público, empresas e da sociedade, quanto a visão do que descartamos. O que era visto como “lixo”, passa a ser visto com recurso, algo que pode ser agregado valor, retornando ao ciclo produtivo.

A partir da proposta de implementação da PNRS a gestão e o gerenciamento dos resíduos passou a ser responsabilidade de todos. Por meio da responsabilidade compartilhada, o poder público, classe empresarial e sociedade em geral precisam trabalhar conjuntamente em ações a serem exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas

de coleta, transporte, trasbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Num cenário onde o gasto com serviços de limpeza urbana é de apenas R\$10,37/hab/mês, com cobertura de coleta muito baixa, estando presente somente em 1.254 municípios (ABRELPE, 2017; MMA, 2019), vemos que são necessários mais investimentos, planejamento e gestão de recursos para que seja possível avançarmos.

A coleta seletiva é premissa básica para gestão eficiente dos resíduos. Os materiais são coletados na fonte de geração, separados e encaminhados para reciclagem, compostagem, reuso e outras destinações. Uma ação conjunta que, para dar certo, exige a colaboração em todas as esferas.

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos, desde a sua aprovação em 2010 vêm em busca de soluções para não geração, reutilização, reciclagem e logística reversa. E embora observe a cadeia do resíduo de uma maneira nunca antes vista, ainda não conseguiu êxito na implementação das suas medidas, levantando muitos questionamentos e desencadeando uma série de discursões em relação aos gargalos que persistem em relação à melhor forma de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e principalmente em como eliminar da nossa cultura a forma indiscriminada com a qual se trata de resíduos (GODOY, 2013).

A maior parcela dos resíduos sólidos urbanos gerados é orgânica (50%), e desses resíduos reciclamos apenas 3%, o restante é encaminhado para lixões, aterros sanitários ou controlado. Mesmo que o aterro sanitário seja o mais indicado para a disposição ambientalmente adequada dos resíduos, os orgânicos ocupam a maior parcela de espaço nos aterros, diminuindo sua vida útil.

Pensando em um contexto global os aterros só mitigam um problema futuro. O ideal é a diminuição da geração e um melhor aproveitamento dos resíduos, uma vez que no Brasil se perde bilhões de reais todo ano por deixar de reciclar todo resíduo reciclável que vai para os aterros como sendo rejeitos (IPEA, 2010).

Temos a capacidade de reciclar de 30% a 40% de tudo que produzimos, entretanto, nosso índice de reciclagem de resíduos urbanos é de apenas 13% (IPEA, 2017). O aumento desse índice diminuiria a produção de novos produtos com matéria-prima virgem, atenuaria a poluição gerada pelo descarte inadequado e aumentaria a vida útil dos aterros, sendo destinado para esses locais somente os rejeitos que não têm mais possibilidade de reaproveitamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE - Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. (2017). Panorama resíduos sólidos no Brasil, São Paulo.

BRASIL. (1981). Lei 6.981, de 31 de agosto 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília: Senado Federal.

BRASIL. (1986). Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução CONAMA N° 001, de 23 de janeiro de 1986. In. Resoluções.

BRASIL. (1998). Lei 9.605/98, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília: Senado Federal.

BRASIL. (2010). Lei 12.305/10, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília: Senado Federal.

DINIZ, A.; FRAGA, H. (2005). Poluição dos solos riscos e consequência. Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia, 2: 97-106.

FARIA, M. A. (2005). Caracterização do resíduo sólido urbano da cidade de Leopoldina-MG: proposta de implantação de um centro de triagem. Revista APS, 8 (2): 96-108.

FOSTER, A.; ROBERTO, S. S.; IGARI, A. T. (2016). Economia circular e resíduos sólidos: uma revisão sistemática sobre a eficiência ambiental e econômica. In: Encontro internacional sobre gestão empresarial e meio ambiente, São Paulo.

GUEDES, N. S. de.; JUNIOR, G. B. A. de. (2015). Geração de resíduos sólidos urbanos em municípios do nordeste brasileiro: Série Histórica In: VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, v. 5.

GODOY, M.R.B. (2013). Dificuldades para aplicar a Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil. Caderno de Geografia, 23 (39): 1-11.

GOVEIA, N. (2012). Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Revista Ciência & Saúde coletiva*, 17 (6): 1503-1510.

GUERRA, K. S. da.; SANDER, A. (2019). Os reflexos da vigência política nacional de resíduos sólidos na cidade de Porto Alegre. *Revista Metodontista de Administração do Sul*, 4 (5): 411-437.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007). Fourth Assessment Report: Climate Change Direct Global Warming.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. (2010). Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. (2017). A organização coletiva de catadores de material reciclável no Brasil: dilemas e potencialidades sob a ótica da economia solidária. Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão.

LIMA, D. G. G. de. (2009). A gestão dos resíduos sólidos urbanos e sua relação com as mudanças Climáticas In: Encontro Nacional e III Encontro Latino Americano sobre edificações e comunidades sustentáveis.

LOPES, W.S.; LEITE, W. D.; PRASAD, S. (2006). Avaliação dos impactos ambientais causados por lixões: um estudo de caso In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1-7p.

MMA- Ministério do Meio Ambiente. (2019). Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana- Programa Lixo Zero, Brasília.

MOTA, J. C.; ALMEIDA, M. M. A.; ALENCAR, V. C.; CURI, W. F. (2009). Características e impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos: uma visão conceitual. Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, I. Anais..., 1-15 p.

PASCHOALATO, C. F. P. R. (2000). Caracterização dos líquidos percolados gerados por disposição de lixo urbano em diferentes sistemas de aterramento. Dissertação (Mestrado em Engenharia), USP, São Carlos, 110 f.

PINTANGUY, A.; SEGALA, K. (2014). Planos de resíduos sólidos - Desafios e Oportunidades no Contexto da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Instituto Brasileiro de Administração Municipal – IBAM, Rio de Janeiro.

REIS, M. F.; CONTI, M. D.; CORREA, M. R. M. (2015). Gestão de Resíduos Sólidos: Desafios e Oportunidades para a Cidade de São Paulo, *RISUS. Journal on Innovation and Sustainability*, 6 (3): 77-96.



RIBEIRO, B.M.G.; MENDES, C. A. B. (2018). Avaliação de parâmetros na estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, 7 (3): 422 -443.

SA et al. (2012). Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Revista. Ambiente. Água*, 7 (1): 204-217.

SERAFIM et al. (2003) Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento In: III Fórum de Estudos Contábeis. Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, 6-7p.

SILVA et al. (2015). Impactos ambientais referentes à não coleta de lixo e reciclagem. *Revista Ciências Exatas e Tecnológicas*, 2 (3): 63-76.

SIQUEIRA, M. M.; MORAES, M, S. (2009). Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo. *Revista Ciência & Saúde Coletiva*, 14 (6): 215-2122.

SOUZA, M. N. (2004). Degradação e recuperação ambiental e desenvolvimento sustentável. Tese (Doutorado em Ciência florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 371f.

**Capítulo
2****ÁGUA RESIDUÁRIA: USOS E
LEGISLAÇÃO**

Dariane Priscila Franco de Oliveira; Tamiris Cristina Oliveira de Andrade; Fernando Broetto.

Oliveira, D. P. F., Andrade, T. C. O., Broetto, F. 2019. Água Residuária: Usos e Legislação In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 11-19.

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem de consumo e um elementar recurso natural que embora abundante em quantidade em determinadas regiões do planeta, vem paulatinamente perdendo a qualidade em função da poluição de corpos hídricos e do meio ambiente, gerando desequilíbrios no regime hídrico. Estima-se que demanda global de água continuará aumentando até 2050, representando um acréscimo de 20 a 30% do nível atual de uso da água (BUREK et al. 2016).

Grandes centros urbanos requerem uma maior demanda hídrica de qualidade para consumo humano, fato que agrava a escassez de água e a torna recorrente nestas localidades. A bacia do Alto do Tietê, por exemplo, que abastece mais de 19 milhões de habitantes (SIGRH, 2019) e um dos mais representativos complexos industriais do mundo, dispõe, uma vez que é caracterizado como manancial de cabeceira, vazões insuficientes para atender toda demanda da região metropolitana de São Paulo e municípios adjacentes (HESPANHOL, 2002). Em outras regiões como no nordeste brasileiro, a baixa precipitação, a irregularidade do seu regime, altas temperaturas durante todo ano, dentre diversos fatores, contribuem com os baixos índices de disponibilidade hídrica (ANA, 2018).

As melhorias na qualidade de vida e o desenvolvimento econômico junto ao crescimento da população não só aumentou a demanda hídrica, como promoveu o aumento do volume de efluentes domésticos gerados pelas estações de tratamento (QADIR et al. 2010). Diante do aumento da produção de efluentes e da escassez de água potável, diversos atores sociais como órgãos públicos, privados e a comunidade científica têm buscado formas de disponibilizar recursos hídricos alternativos a fim de atender a demanda atual.

Passou-se então a considerar o potencial de reúso desses efluentes, que são fonte de água constante e possibilitam reduzir a quantidade de água retirada de mananciais e a contaminação de corpos d'água pela deposição de esgotos (ANDRADE FILHO et al. 2013).

Todavia, tais efluentes contêm patógenos e compostos orgânicos sintéticos prejudiciais à saúde humana. Os sistemas de tratamento que possibilitariam o consumo humano destes efluentes seria economicamente custoso para abastecimento público (HESPANHOL, 2002). Neste contexto, o reúso da água trata-se de uma importante ferramenta para a conservação e planejamento de recursos hídricos (MORELLI, 2005).

A utilização desta água, principalmente no que diz respeito à água para irrigação, que representa cerca de 70% da demanda global total (BUREK et al. 2016), surge como um instrumento capaz de restaurar o equilíbrio entre oferta e demanda hídrica de diversos locais (HESPANHOL, 2002; NASCIMENTO; FIDELES FILHO, 2015). Isso porque os requisitos necessários ao tratamento desta água para reúso em irrigação e outros fins menos nobres são menores devido ao menor potencial de contato humano (TOZE, 2006).

2. DEFINIÇÕES

O crescente uso desregrado das águas através de ações predatórias do homem justifica o reúso de água, em diversas modalidades (DANTAS; SALES, 2009). Desta forma, em 1992, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) admitiu uma classificação de reúso de água em duas grandes categorias:

2.1 Reúso potável

Reúso potável é uma técnica em constante desenvolvimento e com crescente importância. Os projetos de reúso potável planejado são geralmente divididos em duas categorias: reúso potável indireto (RPI) e reúso potável direto (RPD), sendo que o RPI é mais frequente do que o RPD (ABES, 2015):

- Reúso Potável Direto (RPD): trata-se do esgoto recuperado, por meio de tratamento avançado. É encaminhado diretamente no sistema de água potável onde será reutilizado.
- Reúso Potável Indireto (RPI): caso em que o esgoto, após o tratamento, é disposto na coleção de águas superficiais ou subterrâneas para ser diluído,

purificado naturalmente, e posteriormente captado, tratado e finalmente utilizado como água potável.

O RPI se subdivide em:

- *Reúso Potável Indireto Planejado (RPIP)*, onde os efluentes, após seu tratamento, são descarregados de forma planejada nos corpos hídricos superficiais ou subterrâneos, para serem utilizadas a jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico (CETESB, 2019);

- *Reúso Potável Indireto Não Planejado (RPINP)* trata-se de quando a água, decorrente de atividades antrópicas é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada a jusante, em sua forma diluída, de modo não intencional e não controlado (CETESB, 2019). O RPINP é praticado extensivamente no Brasil, como os lançamentos de esgotos (tratados ou não) e a coleta à jusante para tratamento e abastecimento público, praticado por muitas cidades, como ao longo do Rio Tietê e do Rio Paraíba do Sul (HESPANHOL, 2015).

2.2 Reúso Não Potável

O reúso não potável apresenta diversas possibilidades de uso. Por não exigir níveis elevados de tratamento, vem se tornando um processo viável economicamente e, conseqüentemente, com rápido desenvolvimento. Em função da diversidade de uso, pode ser classificado em:

- Reúso não potável para fins agrícolas: embora quando se pratica essa modalidade de reúso haja como subproduto a recarga do lençol subterrâneo, seu objetivo é a irrigação de plantas alimentícias, tais como árvores frutíferas, cereais, etc., e plantas não alimentícias, tais como pastagens e forrações, além de ser aplicável para dessedentação de animais.

- Reúso não potável para fins industriais: abrange os usos industriais de refrigeração, águas de processo, para utilização em caldeiras etc.

- Reúso não potável para fins recreacionais: classificação reservada à irrigação de plantas ornamentais, campos de esportes, parques, enchimento de lagos ornamentais etc.

- Reúso não potável para fins domésticos: são considerados aqui os casos de reúso de água para a rega de jardins, descargas sanitárias e utilização desse tipo de água em grandes edifícios.

- Reúso para manutenção de vazões: a manutenção de vazões de cursos de água promove a utilização planejada de efluentes tratados, visando uma adequada diluição de eventuais cargas poluidoras a eles carregadas, incluindo-se fontes difusas, além de propiciar uma vazão mínima na estiagem.

- Aquicultura: consiste na produção de peixes e plantas aquáticas visando a obtenção de alimentos e/ou energia, utilizando os nutrientes presentes nos efluentes tratados.

- Recarga de aquíferos subterrâneos: é a recarga dos aquíferos subterrâneos com efluentes tratados, podendo se dar de forma direta, pela injeção sob pressão, ou de forma indireta, utilizando-se águas superficiais que tenham recebido descargas de efluentes tratados a montante.

Considerando que o tratamento dos esgotos sanitários é realidade em muitos municípios brasileiros, é possível, em função da qualidade requerida, ampliar a adoção de técnicas de reúso como alternativa para finalidades não potáveis (MORUZZI, 2008). Os esgotos tratados têm um papel fundamental como substituto para o uso de águas destinadas a fins agrícolas, florestais, industriais, urbanos e ambientais (CUNHA et al. 2011).

Diversas técnicas são utilizadas para se alcançar uma qualidade mínima exigida para determinados fins de reúso. Dentre elas, estão as de ordem física, como peneiramento, sedimentação e flotação; os processos biológicos, nos quais a remoção de resíduos ocorre por meio de reações bioquímicas, realizadas por microrganismos; e os processos físico-químicos, como coagulação, floculação, decantação, filtração, adsorção por carvão, calagem e osmose reversa (ALMEIDA, 2011). No Brasil, em algumas localidades, ocorre reúso não potável planejado em postos de combustível e empresas de transporte que coletam e tratam água que foi usada no próprio estabelecimento para lavagem de carros, prédios e shoppings. Não obstante, as normas e critérios de qualidade da água variam dependendo do tipo de reúso e, geralmente, dependendo do país e até dos estados. (ABES, 2015).

3. POLÍTICAS PÚBLICAS

Paulatinamente, o Brasil vem dando passos no sentido de estabelecer políticas públicas para conservação e uso da água. Um importante marco no cenário brasileiro para o gerenciamento dos recursos hídricos foi a criação da Lei Federal 9.433, de 8 de janeiro

de 1997, conhecida como ‘Lei das águas’ que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Em seu artigo 1º, discorre sobre os principais fundamentos da Política Nacional, trazendo a compreensão de que a água é um bem público e recurso natural limitado, dotado de valor econômico, mas que deve ser priorizado o consumo humano e animal, prioritariamente em situações de escassez.

O SINGREH é responsável por administrar os usos da água de forma democrática e participativa e é composto pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), pela Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental (SRQA), pela Agência Nacional de Águas (ANA), pelos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERH), pelos Órgãos gestores de recursos hídricos estaduais (Entidades Estaduais), pelos Comitês de Bacia Hidrográfica e pelas Agências de Água (ANA, 2019).

Em 28 de novembro de 2005, com base na ‘Lei das águas’, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) estabeleceu a resolução nº 54 com modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água. Esta resolução considera o reúso de água, reduz os custos associados à poluição e contribui para a proteção do meio ambiente e da saúde pública. Adota as seguintes definições no artigo 2º:

I - Água residuária: esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não;

II - Reúso de água: utilização de água residuária;

III - Água de reúso: água residuária, que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas;

IV - Reúso direto de água: uso planejado de água de reúso, conduzida ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos;

V - Produtor de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que produz água de reúso;

VI - Distribuidor de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que distribui água de reúso; e

VII - Usuário de água de reúso: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que utiliza água de reúso.

No artigo 3º a resolução define o reúso direto não potável de água em cinco modalidades: fins urbanos, agrícolas e florestais, ambientais, industriais e aquicultura.

A Resolução nº 121 de 16 de dezembro de 2010, complementa a nº 54 que estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, ressaltando que projetos de aplicação da água de reúso será condicionada a critérios e procedimentos estabelecidos pelo órgão ou entidade competente, e que esta aplicação não pode causar danos ao meio ambiente e à saúde pública.

Existem ainda leis e resoluções estaduais e municipais como a Resolução conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 de 28 de junho de 2017, do governo do Estado de São Paulo que regulamenta o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e estabelece padrões de qualidade da água exigidos para cada categoria desejada (construção civil, irrigação paisagística, combate a incêndios, etc.).

No tocante à água de reúso, o país ainda carece de normas técnicas para regulamentar os tipos de reúso existentes e de parâmetros de análise para garantir a qualidade da água para cada finalidade. Muitas empresas, quando aderem a sistemas de reúso de água realizam o projeto e estabelecem critérios empiricamente em função da ausência de tais normas.

É iminente a necessidade de criação de um conjunto legal específico com o propósito de que esta solução não se transforme em outro problema, propagando doenças em detrimento da saúde humana. Além disso, é fundamental que haja maior articulação política e troca de experiências entre entidades governamentais, com o intuito de implementar políticas públicas integradas e complementares à Política Nacional, em busca de possibilidades que racionalizem o uso da água (ALMEIDA, 2011).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reúso da água é um conceito antigo e já aplicado em diversos países, com relatos desta prática na Grécia Antiga, evidenciando a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação (CETESB, 2019). Atualmente, a aplicação deste conceito é uma necessidade, pois a demanda tende a aumentar nos próximos anos. No Brasil, o reúso da água tem sido investigado e aplicado em pequena escala em diversos setores rurais e urbanos.

O país demonstra capacidade de ampliar o reúso nas mais diversas atividades previstas na legislação, porém, a escassez de informação à população e de políticas públicas específicas a esta temática dificulta e atrasa o desenvolvimento das práticas de água de reúso. Para ampliar o reúso da água é fundamental informar e conscientizar a população sobre suas possibilidades e benefícios, estabelecer políticas públicas de apoio e incentivo às empresas e criar um conjunto criterioso de normas técnicas legais para o reúso de água em suas mais diversas aplicabilidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA - Agência Nacional das Águas. (2019). O que é SINGREH? Disponível em <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/gestao-da-agua/sistema-de-gerenciamento-de-recursos-hidricos/o-que-e-o-singreh>>. Acesso em 16 de abril de 2019.
- ANA - Agência Nacional de Águas. (2018). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil, Brasília, DF.
- ALMEIDA, R. G. (2011). Aspectos legais para a água de reúso. *Vértices*, 13 (2): 31-43.
- ANDRADE FILHO, J. et al. (2013). Atributos químicos de solo fertirrigado com água residuária no semiárido brasileiro. *Irriga*, 18 (4): 661-674.
- ABES - Associação Brasileira De Engenharia Sanitária e Ambiental. (1992). Reúso da Água. *Revista DAE, SABESP*, 167: 24-32.
- ABES - Associação Brasileira De Engenharia Sanitária e Ambiental. (2015). Reúso de água nas crises hídricas e oportunidades no Brasil. 43 p. Disponível em: <http://abesdn.org.br/pdf/Reuso_nas_Crises.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2019.
- BRASIL. (1997). Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, p. 470, Seção 1.
- BRASIL. (2006). Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*.

- BRASIL. (2011). Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 121, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH no 54, de 28 de novembro de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF.
- BUREK, P.; SATOH, Y.; FISCHER, G.; KAHIL, M. T.; SCHERZER, A.; TRAMBEREND, S.; ... WIBERG, D. (2016). Water Futures and Solution: Fast Track Initiative (Final Report). IIASA Working Paper. Laxenburg, Austria, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). pure.iiasa.ac.at/13008/.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2019). Reúso da Água. São Paulo, SP. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/informacoes-basicas/tpos-de-agua/reuso-de-agua>. Acesso em 16 de abril de 2019.
- CUNHA, A. H. N.; OLIVEIRA, T. H. de; FERREIRA, R. B.; MILHARDES, A. L. M.; SILVA, S. M. da C. e. (2011). O reúso de água no Brasil: a importância da reutilização de água no país. *Enciclopédia Biosfera*, 7 (13): 1225-1248.
- DANTAS, D. L.; SALES, A. W. C. (2009). Aspectos ambientais, sociais e jurídicos do reúso da água. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 3 (3): 4-19.
- HESPANHOL, I. (2002). Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 7 (4): 75-95.
- HESPANHOL, I. (2015). Reúso potável direto e o desafio dos poluentes emergentes. *Revista USP*, 106: 79-94.
- MORELLI, E. B. (2005). Reúso de água na lavagem de veículos. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 92f.
- MORUZZI, R.B. (2008). Reúso de água no contexto da gestão de recursos hídricos: impacto, tecnologias e desafios. *OLAM – Ciência & Tecnologia*, Rio Claro, SP, Brasil – Ano VIII, 8 (3): 271.
- NASCIMENTO, J. S.; FIDELES FILHO, J. (2015). Crescimento, produção e alterações químicas do solo em algodão irrigado com água de esgotos sanitários tratados. *Revista Caatinga*, 28 (2): 36-45.

QADIR, M. et al. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, 97 (4): 561-568.

SIGRH - Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. (2019). Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhat/apresentacao>>. Acesso em 16 de abril de 2019.

SÃO PAULO (Estado). (2017). Resolução conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 de 28 de junho de 2017. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. *Oficial do Estado, São Paulo*, p. 41-42, Seção 1.

TOZE, S. (2006). Reuse of effluent water - benefits and risks. *Agricultural water management*, 80 (1): 147-159.

**Capítulo
3****OS EFEITOS DOS IMPACTOS AMBIENTAIS NO
CENÁRIO EMPRESARIAL BRASILEIRO**

Tamiris Cristina Oliveira de Andrade; Dariane Priscila Franco de Oliveira; Fernando Broetto

Andrade, T. C. O., Oliveira, D. P. F., Broetto, F. 2019. Os Efeitos dos Impactos Ambientais no Cenário Empresarial Brasileiro In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 20-24.

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico tem se apoiado na utilização desenfreada dos recursos não renováveis, na devastação da biodiversidade e na emissão dos gases que contribuem para o efeito estufa (MARTINE, 2015).

Ao passo em que ocorre o crescimento populacional do mundo em que vivemos, acontece também uma grande pressão sobre os recursos naturais do planeta. Nenhum país está disposto a suspender o seu trajeto rumo ao consumismo, apesar de estarmos 50% acima da capacidade regeneradora do nosso planeta (MARTINE, 2015).

No âmbito empresarial do Brasil, os princípios da sustentabilidade tiveram grande impacto com o surgimento do conceito de responsabilidade social (SOUZA, 2016), que muitas vezes vêm influenciando ou até obrigando as empresas a se adequarem às transformações dinâmicas de mercado e aos padrões competitivos e de concorrência com relação aos cuidados com o meio ambiente (KRAEMER, 2005).

2. O EFEITO

As crises ecológicas, sociais e econômicas da atualidade têm exigido uma reflexão sobre os limites que estão sendo impostos pela natureza (MARTINE, 2015). Frente a isso, as questões ambientais têm se tornado cada vez mais importantes, principalmente no setor industrial e comercial, sendo este um fator que atinge expressivamente as vidas das empresas (NAHUS, 1995).

Questões como esta, tem ganhado espaço de acordo com o aumento da conscientização da cadeia consumidora, com o interesse na forma de produção dos

produtos e serviços, na utilização e descarte desses últimos e de que maneira essa produção pode afetar negativamente o meio ambiente, apesar da principal finalidade da empresa ser, muitas vezes, meramente seu lucro (OLIVEIRA, 2010).

Mediante ao poder do consumidor e a utilização dos meios de comunicação, a responsabilidade social empresarial deixa de ser exclusivamente um contexto de marketing, e passa a ser um compromisso perante a sociedade (SOUZA, 2016).

Segundo Oliveira (2010) alguns fatores regulatórios causam coações nas empresas para a adoção do gerenciamento ambiental, sendo eles “fatores sociais (exigências dos consumidores e ações de entidades não-governamentais) e fatores econômicos e políticos (imposição de restrições e multas e novas legislações) [...]”. Além dessas pressões regulatórias, outras pressões podem ser estabelecidas para as empresas por meio de acionistas, investidores, empregados, fornecedores, consumidores, concorrentes, órgãos governamentais de controle ambiental, entre outros, que cada vez mais estão atentos ao relacionamento entre as empresas e o meio ambiente (ALBERTON, 2007).

Com o surgimento das incontáveis organizações correspondentes à normatização e padronização, a apresentação de certificados de conformidade ambiental deu para as empresas vantagens competitivas no mercado (SOUZA, 2016). Com a necessidade de se distinguir produtos e processos que apresentassem pouco ou nenhum impacto negativo para o meio ambiente foram surgindo rótulos ecológicos ou “selos verdes” dos mais variados tipos e níveis de abrangências (NAHUS, 1995). As empresas passaram a se preparar para atender uma classe de consumidores conscientes, fazendo com que as certificações e selos verdes, se tornassem um diferencial em um mercado competitivo (RIBEIRO, 2014).

Muitas restrições impostas pelo comércio internacional, estão relacionadas ao marketing ecológico. As indústrias dos países mais avançados têm usado selo ecológico nos seus produtos como tática comercial, com intuito de reter as tendências ecológicas de acordo com esse mercado consumidor. Selos como esses, procuram medir o nível de controle ambiental dos produtos, de acordo com o processo de produção adotado (MOTTA, 1997).

A área privada, em particular o setor industrial, tem se desenvolvido em relação ao tratamento das questões ambientais, sendo estas, vistas atualmente como uma chance para a evolução da competitividade com base numa adequada gestão.

Visto isso, há o aumento da quantidade de empresas que buscam por um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) que seja capaz de ser aplicado no controle das ações sobre o

ambiente. Dessa forma, a introdução de um SGA, exclusivamente o SGA conforme a NBR ISO 14001, conhecida internacionalmente, estabelece continuamente a reavaliação de todo processo produtivo, ponderando tentativas de mecanismos e padrões de conduta que sejam menos agressivos ao meio ambiente (CAMPOS, 2008).

Segundo Alberton (2007) a norma ISO 14001, que aborda os critérios para o SGA, auxilia as empresas na orientação para a introdução da variável ambiental no domínio do sistema de gestão do negócio, por meio de políticas, definições estratégicas, formação de metas e objetivos e nas práticas operacionais da empresa.

A ISO 14001 tem sido a ferramenta mais usada para o desenvolvimento da gestão ambiental no meio empresarial industrial. O reconhecimento da norma no Brasil vem crescendo significativamente nos últimos tempos, sinalizando o amadurecimento das empresas em relação às questões ambientais, no caminho de um gerenciamento sustentável (OLIVEIRA, 2010).

No que se relaciona a questão do aquecimento global, a qualidade do ar é um aspecto que afeta diretamente o meio industrial. Os Protocolos de Montreal e Kyoto, tratados internacionais de defesa do meio ambiente e da vida, intervêm sobre o controle dos gases que contribuem para o aumento do efeito estufa, decorrentes das atividades industriais e do uso da terra (SILVA, 2009). A emissão desses gases tem se tornado motivo de acordos internacionais, obrigando países a cumprirem seus preceitos, sujeitos a punições comerciais caso não os efetivem, dado exemplo o Protocolo de Montreal em que o Brasil é signatário (MOTTA, 1997). Mesmo com a desaceleração das atividades econômicas, o desenvolvimento veloz do setor produtivo estabelece um uso intenso da matéria prima fóssil para a geração de energia e dos insumos para as indústrias, assim, esses tratados traduzem o *feedback* internacional sobre os efeitos e consequências dos modelos que foram adotados ao longo do tempo para o desenvolvimento industrial (SILVA, 2009).

Muitas restrições têm surgido, obrigando as empresas a reverem seus processos de acordo com as exigências e cumprimento das normativas ambientais. Isso implica em maiores investimentos, dado exemplo da implantação da outorga de direito de uso de recursos hídricos, sendo sujeito à cobrança por água, todo ou qualquer indivíduo que fizer a captação de uma determinada quantidade de água existente em um manancial para consumo final, incluindo abastecimento público ou insumo do processo produtivo (BRASIL, 1997).

Ainda surgiram através do sistema jurídico brasileiro alguns princípios como o “poluidor pagador”, que adotou por meio da Lei n. 6.938/81, a teoria do risco integral, na qual o causador do dano responderá independentemente de culpa, bastando à prova do nexo de causalidade (SOUZA, 2016).

Com o desenvolvimento das legislações ambientais, com as imposições mercadológicas e outras restrições no domínio ambiental, os custos para controle, preservação e recuperação ambiental também passaram a ter importância para as empresas ao passo em que o assunto ganha maiores atenções (ROSSATO, 2009).

Embora existam pressões internacionais sobre o Brasil, impondo restrições ambientais, tanto de caráter político quanto comercial, o país ainda é detentor de uma boa biodiversidade, o que faz gerar expressivas externalidades favoráveis com relação ao resto dos países, sendo considerado um credor ambiental (MOTTA, 1997).

Apesar disso, ainda é imposto sobre o país a busca por um modelo econômico, do qual a utilização dos recursos naturais se realize de uma maneira mais sustentável, satisfazendo as necessidades da geração atual sem prejudicar a disponibilidade dos recursos para satisfazer as necessidades da geração futura (SOUZA, 2016).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O efeito dos impactos ambientais no atual cenário empresarial brasileiro impõe sobre as entidades o dever de mudanças constantes de acordo com método de atuar e gerenciar seu negócio, de modo a se adaptarem a atual realidade e permanecerem competitivas no mercado.

A compreensão das empresas diante dos aspectos ecológicos tem fomentado o avanço para novas oportunidades de negócios, dando maior possibilidade da inserção do conjunto empresarial brasileiro no comércio internacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERTON, A.; COSTA JR, A. C. N. (2007). Meio ambiente e desempenho econômico-financeiro: benefícios dos Sistemas de Gestão Ambiental (SGAs) e o impacto da ISO 14001 nas empresas brasileiras. RAC-Eletrônica, 1 (2): 153-171.
- BRASIL. (1997). Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos

- Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 07 de abr. 2019.
- CAMPOS, S. L. M.; DE MELO, A. D. (2008). Indicadores de desempenho dos Sistemas de Gestão Ambiental (SGA): uma pesquisa teórica. *Production*, 18 (3): 540-555.
- MARTINE, G.; ALVES, D. E. (2015). Economia, sociedade e meio ambiente no século 21: tripé ou trilema da sustentabilidade?. *Revista Brasileira de Estudos de População*, 32 (3): 433-460.
- MOTTA, S. R. (1997). Desafios ambientais da economia brasileira.
- NAHUZ, R. A. M. (1995). O sistema ISO 14000 e a certificação ambiental. *Revista de Administração de Empresas*, 35 (6): 55-66.
- OLIVEIRA, O. J.; SERRAB, R. J. (2010). Benefícios e dificuldades da gestão ambiental com base na ISO 14001 em empresas industriais de São Paulo. *Revista Produção*, 20: 429-438.
- RIBEIRO, M. C. H.; CORRÊA, R; DE SOUZA, S. T. M. (2014). Marketing verde: uma análise bibliométrica e sociométrica dos últimos 20 anos. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 3 (2): 87-112.
- ROSSATO, V. M.; DE LIMA TRINDADE, L.; BRONDANI, G. (2009). Custos ambientais: um enfoque para a sua identificação, reconhecimento e evidenciação. *Revista Universo Contábil*, 5 (1): 72-87.
- SILVA, H. D. (2009). Protocolos de Montreal e Kyoto: pontos em comum e diferenças fundamentais. *Revista brasileira de política internacional*, 52: 2.
- SOUZA, P. R. P. (2016). Os princípios do direito ambiental como instrumentos de efetivação da sustentabilidade do desenvolvimento econômico. *Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável*, 13 (26): 289-317.

Capítulo

4

O USO DO SOLO PRÓXIMO À RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO HÍDRICO E SUAS IMPLICAÇÕES COM A PRESTAÇÃO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: UMA ABORDAGEM BASEADA EM VALORAÇÃO MONETÁRIA

Marcelo Freire Mendonça; Maurício Lamano Ferreira

Mendonça, M. F., Ferreira, M. L. 2019. O Uso do Solo Próximo à Reservatórios de Abastecimento Hídrico e suas Implicações com a Prestação por Serviços Ambientais: Uma Abordagem Baseada em Valoração Monetária In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 25-57.

1. INTRODUÇÃO

A população do Brasil possui atualmente mais de 84% de pessoas vivendo em áreas urbanas (PNAD, 2015), sendo que a região sudeste comporta aproximadamente 93% da população vivendo nas cidades (IBGE, 2019). Este contexto demográfico é acompanhado de um desenvolvimento desordenado das áreas urbanas e tem comprometido a qualidade de vida, tanto física como mental de seus habitantes (PINHEIRO; SOUZA, 2017), aumentando a distância entre homem e natureza em detrimento à paisagem edificada e transformada.

Parte desta ocupação desordenada se dá em torno dos reservatórios para abastecimento público, como acontece, por exemplo, com o reservatório Jaguari/Jacareí que faz parte do Sistema Cantareira, na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). O reservatório tem sofrido pressão no uso e ocupação no seu entorno devido a duplicação da rodovia federal Fernão Dias, que liga a região de Bragança Paulista à RMSP (OLIVEIRA; GOMES; SANCHES; SAAD, 2008), induzindo o parcelamento do solo de forma intensiva em torno de todo o reservatório.

A ocupação indiscriminada do solo aliada a má gestão e ao crescimento da população, junto com a expansão industrial em volta de rios, lagos e reservatórios, têm provocado a perda da qualidade da água nas últimas décadas (MENEZES, 2016), originando cenários precários de ocupação urbana e causando degradação nos ecossistemas (LUCAS, 2016).

Essa ocupação do solo junto dos recursos hídricos cresceu concomitante ao aumento descontrolado da população humana, sendo que essa urbanização pode

modificar os processos hidrológicos e sedimentológicos, causando instabilidade no ciclo hidrológico tanto local quando regional (CABRAL, 2015).

Assim, entende-se que essa forma de ocupar o espaço leva ao comprometimento dos serviços ecossistêmicos hídricos que deixam de ser totalmente prestados, principalmente em áreas ocupadas no entorno direto dos reservatórios, ou então em regiões das margens dos corpos d'água que também são zonas de ecótono entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (TAMBOSI; VIDAL; FERRAZ; METZGER, 2015).

Diante disto, torna-se necessário entender e discutir políticas públicas voltadas para as questões de uso e ocupação do solo em áreas urbanizadas próximas de sistemas produtores de água, bem como a prestação de serviços ambientais.

2. A RELAÇÃO ENTRE URBANIZAÇÃO E O SISTEMA HÍDRICO DE ABASTECIMENTO

O processo histórico de ocupação do solo urbano nas margens de reservatórios hídricos de abastecimento no Estado de São Paulo está historicamente associado aos conflitos socioambientais ofuscados pela necessidade do crescimento econômico.

Tanto a industrialização como a urbanização aliadas a ocupação desordenada nas margens de rios e reservatórios ocasionaram o uso e disposição inadequada dos recursos naturais, principalmente os hídricos (SARDINHA; GODOY, 2016).

As bacias hidrográficas inseridas nas áreas urbanas têm a qualidade da água comprometida. Fatores como lançamentos de efluentes industriais, esgoto domésticos, resíduos sólidos lixiviados, contribuem diretamente para a formação de enchentes, ocasionando grande degradação ambiental, alicerçado pela ocupação e crescimento desordenado das cidades (SARDINHA; GODOY, 2016).

Em muitos casos, essa ocupação desordenada junto aos reservatórios gera fator estimulante a especulação imobiliária, principalmente quando compreende tanto a região urbana como a rural (OLIVEIRA; SANTOS; SILVA, 2017), como o caso da maioria dos reservatórios que atendem a RMSP.

Esse tipo de ocupação desordenada acarreta principalmente impactos como os relacionados a perda de cobertura vegetal, levando a processos de carreamento de partículas do solo, erosão, ocasionando assoreamento destes recursos hídricos e consequente desconfiguração da paisagem, além de comprometer o solo, a água, a

vegetação e os usos culturais e estéticos (DURÃES; MAIA FILHO; BARBOSA; FIGUEIREDO, 2017).

Assim, serviços ecossistêmicos relacionados direta e indiretamente à qualidade da água são comprometidos, uma vez que sem vegetação, além de se comprometer a função hidrológica já descrita anteriormente, compromete-se os custos para o tratamento da água de consumo humano (TAMBOSI, 2015).

A situação do comprometimento dos serviços ecossistêmicos fica mais evidente quando levamos em consideração a vegetação nas margens dos reservatórios, que aliadas as demais vegetações ripárias de cursos d'água, também equilibram o fluxo superficial e subsuperficial da água. Isso contribui para a variação do fluxo hídrico, controlando a vazão tanto em períodos de cheias como de secas em virtude dos eventos climáticos (WALTER et al. 2000; LIMA et al. 2012; TAMBOSI et al. 2015).

As áreas citadas acima se traduzem pelas Áreas de Preservação Permanente (APP), que segundo a Lei Federal 12.651 de 25 de Maio de 2012 são caracterizadas pela seguinte definição: "área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas". Estas áreas foram recentemente estabelecidas pelo novo Código Florestal, na qual Tambosi et al. (2015), advertem que estas APP's, diferente da legislação anterior, sofreram importantes alterações, reduzindo as mesmas em várias situações, comprometendo os serviços ecossistêmicos hídricos, principalmente no que tange a provisão e a qualidade da água para consumo humano.

É necessário compreender que o conhecimento do desenvolvimento do território de forma sustentável sobre as questões ambientais, seu potencial e suas limitações, sua apropriação e conservação dos recursos hídricos, se realize de forma que a participação social se torne imprescindível, pois só assim haverá o devido aceite e obediência as normas e diretrizes de uso (SARDINHA; GODOY, 2016).

No próximo item relacionamos de forma mais detalhada como funcionam os sistemas produtores de água afim de complementar as informações necessárias para sua compreensão.

3. SISTEMAS PRODUTORES DE ÁGUA – BARRAGENS E RESERVATÓRIOS

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), as barragens são estruturas físicas que represam um curso de água e os reservatórios são o acúmulo de água resultante da construção dessas barragens pelo ser humano. Assim, o conjunto de componentes integrados forma um sistema produtor de água, o qual é composto por vários reservatórios que são destinados a captação, armazenamento e tratamento de água para consumo humano.

Normalmente, os reservatórios ficam localizados em regiões estratégicas e têm a função de acumular e controlar a passagem de água, podendo ter como destino final o abastecimento de grandes regiões (ANA, 2019).

Em termos de gestão, o Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR) da Agência Nacional de Águas gerencia e acompanha o fluxo de água pelos reservatórios. A partir de dados desse sistema são permitidas consultas e análises da operação de todos os reservatórios para fins de pesquisa ou intervenções. Entende-se como competência da ANA a definição de regras de operação destes reservatórios em todo o país, além do monitoramento dos fluxos de água por meio de relatórios e a geração de boletins de monitoramento.

A Região Metropolitana de São Paulo, por exemplo, é abastecida por oito sistemas produtores de água, sendo que estes sistemas atendem além da capital paulista, mais 39 municípios, totalizando uma população de mais de vinte e dois milhões de habitantes (JACOBI, 2015). Estes sistemas são o Cantareira, o Alto Tietê, o Rio Claro, o Rio Grande, o Guarapiranga, o Baixo Cotia, o Alto Cotia e a Ribeirão Estiva (ANA, 2010). O Quadro 1 apresenta maiores informações destes sistemas.



Quadro 1. Características gerais dos sistemas produtores de água na Região Metropolitana de São Paulo, SP.

Sistema	Características	Principais Mananciais	Sedes e Regiões Urbanas Atendidas
Cantareira	Este é o maior sistema da Região Metropolitana. O Cantareira capta água dos rios Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha e Juqueri e produz 33 mil L s ⁻¹ . A sua capacidade pode abastecer 9 milhões de pessoas.	Represas Jaguari, Jacareí, Atibainha, Cachoeira e Paiva Castro.	Barueri; Caieiras; Cajamar; Carapicuíba; Francisco Morato; Franco da Rocha; Guarulhos; Osasco; São Caetano do Sul; São Paulo nas zonas norte, central e parte da leste e oeste da Capital.
Guarapiranga	Este é o segundo maior sistema produtor de água e fica próximo da Serra do Mar. A água é proveniente da reversão das cabeceiras do Rio Capivari e retirada da Represa do Guarapiranga. O sistema produz 15 mil L s ⁻¹ e abastece 3,2 milhões de pessoas.	Represas Guarapiranga e Billings (Taquacetuba) e Rio Capivari	Cotia; Embu; Itapeverica da Serra; Taboão da Serra; São Paulo nas zonas sul e sudoeste da Capital.
Alto Tietê	Localizado à leste das nascentes do Rio Tietê, esse sistema produz 10 mil L s ⁻¹ retiradas das represas Taiaçupeba e Jundiá. O sistema abastece 1,8 milhões de pessoas.	Represas Paraitinga, Ponte Nova, Jundiá, Biritiba-Mirim e Taiaçupeba	Arujá; Ferraz de Vasconcelos; Itaquaquecetuba; Guarulhos; Mauá; Mogi das Cruzes; Poá; Suzano; São Paulo e partes da zona leste da Capital.
Rio Claro	O sistema dista 70 km da capital paulista, produz 4 mil litros de água por segundo e abastece 1 milhão de pessoas.	Rio Claro - Represa Ribeirão do Campo	Mauá; Ribeirão Pires; Santo André; São Paulo
Rio Grande	O sistema é um braço da Represa Billings, produz 4,2 mil L s ⁻¹ e abastece 1,2 milhão de pessoas.	Represa Billings - Braço do Rio Grande	Diadema; Santo André; São Bernardo do Campo.
Alto Cotia	Capta água da barragem do Rio Cotia e produz 1,3 mil L s ⁻¹ . Abastece 400 mil habitantes.	Represas Pedro Beicht e Cachoeira da Graça	Cotia; Embu; Embu-Guaçu; Itapeverica da Serra; Vargem Grande Paulista
Baixo Cotia	O sistema capta água do Rio Cotia, produz 1,1 mil L s ⁻¹ e abastece 200 mil pessoas.	Represas Pedro Beicht e Cachoeira da Graça	Cotia; Embu; Embu-Guaçu; Itapeverica da Serra; Vargem Grande Paulista
Ribeirão Estiva	O sistema capta água do Rio Ribeirão da Estiva e produz 100 L s ⁻¹ , abastecendo 35 mil pessoas dos municípios de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires. O sistema foi escolhido para receber e colocar em prática as novas tecnologias desenvolvidas pela Sabesp. O objetivo é torná-lo um centro de referência tecnológica em automação em todas as fases de produção de água	Ribeirão da Estiva	Rio Grande da Serra

Fonte: Autores.

Dentre estes sistemas apresentados, destaca-se o Sistema Cantareira (Figura 1), considerado o principal sistema de abastecimento da RMSP e de cidades nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. O Cantareira é considerado um dos maiores sistemas de abastecimento de água potável do mundo, pois atende mais de 9 milhões de pessoas (MARENGO et al. 2015).



Figura 1. Esquema representando o Sistema Cantareira das bacias dos rios Piracicaba Capivari e Jundiá (PCJ).

Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA).

Dentro do Sistema Produtor de Água Cantareira, destaca-se a região de Bragança Paulista, a qual abriga parte dos Reservatórios Juqueri/Jacaré. Estes reservatórios tiveram sua formação na década de 1980 e a especulação imobiliária na época aconteceu na área rural do município. Tal especulação induziu de forma intensiva o parcelamento do solo e sua ocupação, principalmente nas bordas do corpo d'água, ou seja, nos 100 metros de largura limítrofes das cotas que definem o limite da área dos reservatórios, comprometendo assim os complexos e importantes serviços ambientais prestados pelo recurso natural.

Esta forma de parcelamento e consequente ocupação irregular do solo por descumprimento das normas legais foi caracterizada pela retirada da cobertura vegetal, desmatamentos, uso e manejo inadequado do solo, culminando na expansão imobiliária especulativa (BATISTA et al. 2017; MARINHESKI, 2016; CUSTÓDIO, 2015).

Esta não é uma particularidade dos reservatórios Jaguari/Jacareí, mas é uma realidade encontrada nas bordas de outros sistemas produtores de água da RMS, os quais tem como produto final o uso inadequado do solo urbano, um imenso gasto com controle de eutrofização em decorrência dos dejetos humanos lançados irregularmente na água e o comprometimento da biodiversidade.

Este cenário leva à perda dos serviços ambientais prestados por tais reservatórios, o que será mais bem conceituado no próximo item.

4. SERVIÇOS AMBIENTIAIS (SA) E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (SE)

O termo “serviços ambientais” é utilizado de várias formas entre os pesquisadores nas literaturas científicas e foi apresentado pela FAO (2011), em seu relatório, como um subconjunto de serviços ecossistêmicos que podem ser gerados como externalidades positivas de atividades humanas.

O termo serviços ambientais foi identificado ainda, igualmente como serviços ecossistêmicos ou serviços ecológicos, contudo, segundo Whately & Hercowitz (2008), os autores indicam que existem diferenças quanto aos benefícios gerados e percebidos pelos homens. Um exemplo seria um plantio de árvores com intuito comercial, sendo que neste caso o manejo do homem caracteriza uma situação de serviços ambientais.

Já um fragmento de floresta nativa, cuja composição florística seja predominantemente de árvores, caracteriza uma situação de serviços ecossistêmicos, pois a vegetação promoverá o sequestro de carbono, regulação do ciclo hidrológico por meio da evapotranspiração, dentre outras características, sendo a regeneração e a dinâmica florestal independente do manejo humano.

Em outras palavras, os serviços ambientais são considerados como uma modalidade dos serviços ecossistêmicos voltados para os benefícios positivos que as pessoas recebem do meio ambiente, gerados a partir de atividades que são controladas por agentes econômicos e ações humanas (FIDALGO, 2017; BERNARDO, 2016). Em geral, estes serviços ambientais são relacionados ao manejo pelo homem e alguns exemplos típicos

são a agrossilvicultura, o manejo florestal, o reflorestamento, dentre outros Gjorup et al. (2016) ressaltam que os serviços ecossistêmicos são benefícios diretos e indiretos providos pelos recursos naturais, sem interferência humana.

Logo, quando se fala sobre serviços ecossistêmicos, a maioria dos autores, a exemplo de Andrade e Romero (2009), entendem que estão direta ou indiretamente relacionando os mesmos com benefícios tangíveis, como por exemplo, os relativos a alimentos, agricultura, oferta de madeira, água entre outros e os intangíveis como as paisagens, beleza cênica, regulação do clima, absorção de CO₂, dentre outros.

Os serviços ecossistêmicos têm sido definidos ao longo do tempo de maneira semelhante. Daily (1997) *apud* Fisher et al. (2008), definiram SE como “serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que o compõem na sustentação das condições para permanência na vida humana na Terra”. Contudo, uma definição amplamente utilizada é a citada pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005), a qual caracteriza SE simplesmente como “os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas”, dividindo estes serviços em Serviço de apoio; Serviço de regulação; Serviço de provisão e Serviço cultural (FISHER et al. 2008).

Com isso, a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005), detalhou os serviços conforme citado abaixo:

- **Serviços de provisão**, ou de fornecimento. Fornece bens como os relacionados ao abastecimento de alimentos, água doce, madeira, fibra de uso humano direto, combustíveis derivados de plantios comerciais como o álcool e todos os demais bens de uso e consumo da sociedade, como a disponibilidade da água para agricultura por meio da irrigação, eletricidade pelas hidroelétricas, incluindo serviços de recreação e turismo diretamente ligada ao rendimento da água, como citado por Francesconi et al. (2016).

- **Serviços de regulação** fornecem os serviços que regulam processos, ciclos e funções do ecossistema, que dão a condição biofísica da vida, como a polinização de cultivos agrícolas, a mitigação de danos causados pelas águas no caso de chuvas intensas. Ainda em relação à água a sua regulação e purificação, estabilização do clima e todos os benefícios interligados como controle e minimização de doenças e danos naturais.

- **Serviços de suporte**, também chamados de apoio, são os serviços considerados base, pois criam as condições necessárias para a geração dos demais serviços, como por exemplo, a formação do solo, produção do oxigênio, ciclagem de nutrientes, fotossíntese e produtividade primária.

• **Serviços culturais** são os serviços e bens intangíveis como os relacionados a valores, sejam eles estéticos, recreacionais ou religiosos, podendo citar o turismo, ecoturismo, recreação, educação, espiritualidade, religioso, estético e cultural, serviços que fazem do mundo um local onde as pessoas queiram viver (BRAUMAN, 2008).

O desenvolvimento de alguns serviços muitas vezes ocorre a custas de outros e vice versa, e essa interação envolvem considerações práticas e éticas que costuma ir além do domínio da ciência física e natural.

Neste trabalho, os serviços prestados por alguns recursos naturais construídos pelo homem, e portanto manejados por ele, serão caracterizados como serviços ambientais. Este é o exemplo de reservatórios de água que compõem sistemas produtores de água que captam, tratam e distribuem água para a população humana.

5. SERVIÇOS AMBIENTAIS HÍDRICOS

Os serviços ambientais hídricos são essenciais para a boa qualidade de vida da população humana. Alguns reservatórios hídricos da região metropolitana de São Paulo oferecem grande espaço para recreação e esportes náuticos, além de abrigo para boa parte da biodiversidade aquática a manutenção das estruturas tróficas destes ecossistemas.

Segundo Brauman et al. (2007), os serviços ambientais associados à reservatórios hídricos podem ser divididos em cinco categorias, a saber: suprimento de água extrativista; fornecimento de água *in-stream*; mitigação dos danos causados pela água; fornecimento de serviços culturais relacionados à água e ainda serviços de apoio associados à água, conforme detalhados abaixo.

• **Suprimento de água para usos extrativos diversos:** Referente água para consumo humano, agricultura, indústria, comercio, termoelétricas.

• **Suprimento de água *in situ*:** Relaciona-se a produção de água nos corpos hídricos propriamente dito, que possibilita serviços como produção de energia hidrelétrica, recreação, transporte, pesca e outros produtos em que não há consumo de água.

• **Mitigação de danos relacionados à água:** Atua diretamente na redução de danos, como cheias, inundações, salinização de solos em regiões áridas, intrusões salinas, assoreamento de corpos hídricos principalmente em rios, lagoas e reservatórios como a erosão do solo a partir de sedimentos depositados como citado Francesconi et al. (2016), e ainda na eutrofização dos sistemas aquáticos.

• **Serviços culturais relacionados à água:** Leva em consideração valores estéticos, espirituais, históricos, educacionais e turísticos.

• **Serviços hidrológicos de suporte ao ecossistema:** Atuam na base de processos naturais ou no apoio a eles gerando os serviços das outras categorias, como a provisão de água, de nutrientes para o desenvolvimento da vegetação da formação de habitat para organismos aquáticos.

Estes serviços ambientais hidrológicos são influenciados por características e atributos como quantidade, qualidade, localização e tempo do fluxo do aquífero, conforme explicitado por Brauman (2007).

Os serviços hidrológicos também estão relacionados às mudanças na cobertura florestal, nos padrões climáticos e nas infraestruturas que influenciam e causam efeito geomorfológicos e hidrológicos diretamente relacionados às mudanças das paisagens (FRANCESCONI et al. 2016; GRIZZETTI et al. 2016). Tais influências podem causar impactos diretos nas características dos rios, lagos e reservatórios em sua vazão e estabilidade, podendo inclusive influenciar na quantidade e qualidade da água dos ecossistemas, prejudicando ainda comunidades biológicas.

Quando se considera que os principais serviços fornecidos pelos recursos hídricos: abastecimentos de água e recarga de aquíferos; regulação de fluxos de águas e nutrientes; filtragem da água; formação do solo; controle biológico e produção de alimentos, fica claro a importância do conhecimento das inter-relações entre os diferentes ecossistemas e seu equilíbrio. Mas quando governos e empresas são incapazes de internalizar a degradação desse bem público, a água se torna uma externalidade que compromete a capacidade do ecossistema de armazená-la e, conseqüentemente, manter o abastecimento disponível para a sociedade (BELLVER-DOMINGO; HERNÁNDEZ-SANCHO; MOLINOS-SENANTE, 2016).

A internalização da degradação passa obrigatoriamente pela identificação das pressões antrópicas sobre os serviços ecossistêmicos hídricos, pressões estas também apresentadas por Grizzetti et al. (2016), quando afirma a necessidade de se considerar as complexas ligações ente as combinações de pressões antrópicas e as respostas ecológicas dos sistemas aquáticos, podendo ainda ocasionar efeitos aditivos sinérgicos ou antagônicos.

Essas pressões podem ser resumidas como as alterações na quantidade e qualidade da água, mudanças no habitat e ainda nos componentes biológicos, como apresentado no Quadro 2.

Quadro 2. Agentes de pressão e estresse nos sistemas produtores de água.

Alteração de:	Quantidade de água (Modificações de fluxo, alterações hidrológicas)	Quantidade e frequência
		Exploração de águas subterrâneas
		Alterações na precipitação e temperatura
		Alterações no escoamento
	Qualidade da água (Poluição difusa e pontual)	Nutrientes
		Produtos químicos
		Metais
		Patógenos
		Lixo
		Salinização de águas subterrâneas
		Sedimentos, aumento de turbidez
	Habitat	Alterações hidromorfológicas
	Biota e comunidades biológicas	Espécies exóticas, mudanças diversas nas comunidades biológicas

Fonte: Adaptado de Grizzetti et al. (2016).

Essas pressões chegam a afetar o status do ecossistema aquático a ponto de alterar os serviços ecossistêmicos e mesmo o seu valor econômico (GRIZZETTI et al. 2016). Com o intuito de quantificar as possíveis mudanças nestes serviços, desenvolveu-se uma estrutura conceitual para se realizar uma avaliação integrada dos serviços relacionados à água, visto os principais serviços ecossistêmicos estarem ligados ao ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas, os mais facilmente identificados como a purificação da água,

retenção da água e regulação do clima podem influenciar o reconhecimento de serviços menos evidentes, como os demais serviços de manutenção e regulação.

Como apresentado nos itens anteriores, existem várias definições bem como a abordagem para sua quantificação e valoração, o que mostra a falta de consenso por parte dos profissionais e formuladores de políticas públicas (POLASKY; TALLIS; REYERS, 2015).

Baseado nisso, pesquisadores trabalhando na definição geral de conceitos e metodologias para identificar e avaliar serviços ecossistêmicos propuseram um quadro analítico à abordagem dos serviços ecossistêmicos na União Europeia, que visa compreender e quantificar os impactos das pressões sobre a ecologia da água e os efeitos sofridos nos serviços ecossistêmicos derivado dessas ações (MARS, 2018).

Quando se compreende a relação das pressões múltiplas pode-se planejar medidas para diminuir ou mesmo evitar o comprometimento dos serviços ecológicos, tendo sempre em vista que estes serviços devem levar em consideração tanto os ciclos hidrológicos como as interações entre a água e do solo em diversos ecossistemas como florestas, terras agrícolas, matas ciliares, zonas úmidas e corpos de água diversos (GRIZZETTI et al. 2016).

O Quadro 3 é uma representação esquemática entre as relações do ecossistema as pressões sobre os estados ambientais e ecológicos hídricos e o consequente efeito gerado nos serviços ecossistêmicos. Lembrando que o presente quadro de pressões e as setas que descrevem as relações não são finais. As interações convidam para o desenvolvimento de relações diversas em função do que se estuda.

As complexas interações do clima, topografia, geologia, solo, cobertura vegetal, manejo da terra, dos recursos hídricos e modificações humanas da paisagem influenciam diretamente nos serviços ecossistêmicos, e por consequência, na qualidade e quantidade da água. Portanto, torna-se imprescindível na tomada de decisões incorporar o entendimento dos serviços ecossistêmicos, envolvendo a previsão dos efeitos e usos da terra e das mudanças climáticas com os recursos hídricos (GUSWA et al. 2014).

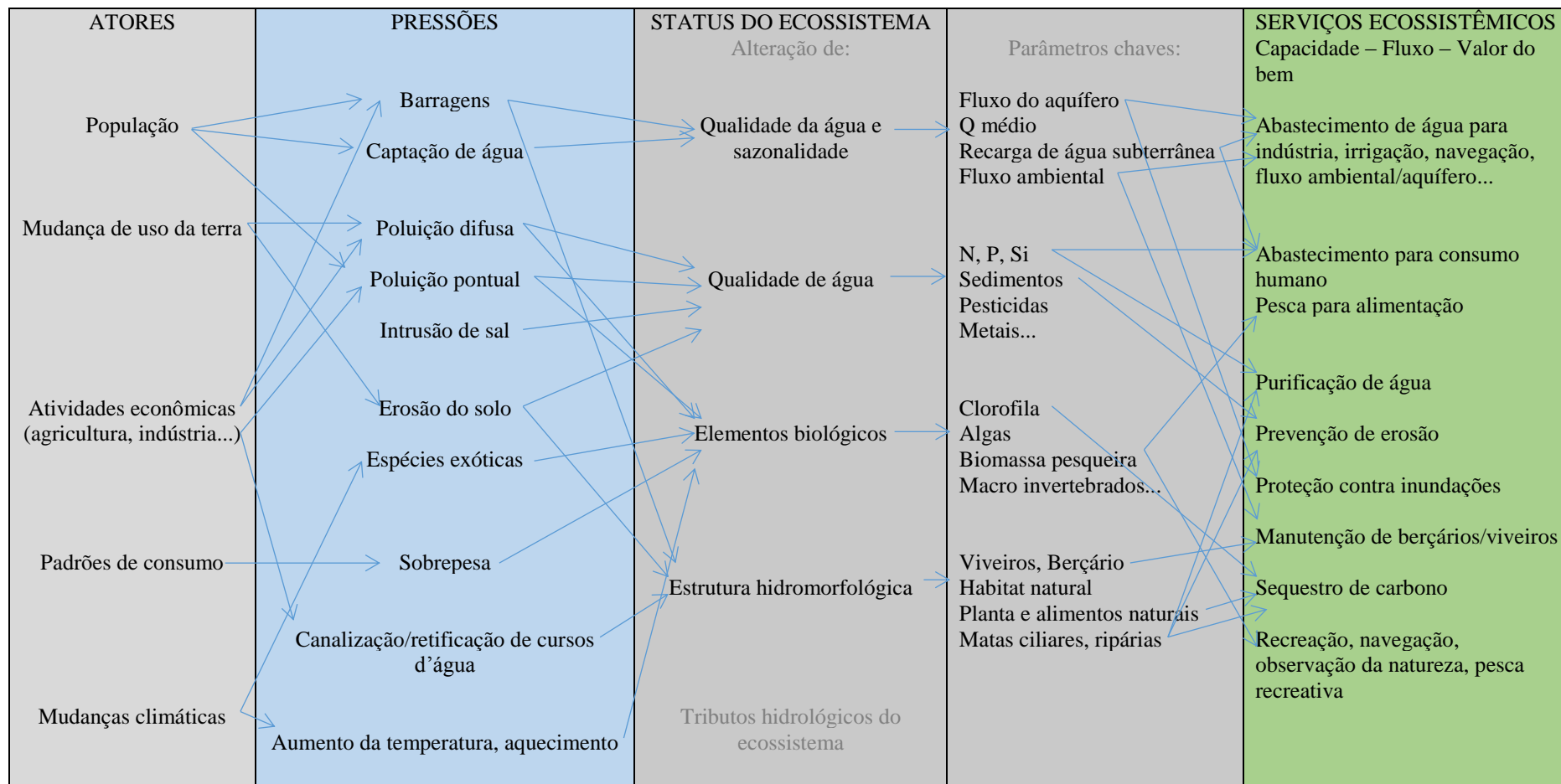
Essas complexas interações se mostram particularmente preocupantes quando ameaçam o fluxo do aquífero, e consequentemente a manutenção do sistema como um todo, pois é no desmatamento ou inadequado manejo florestal das áreas ribeirinhas, matas ciliares que a qualidade e quantidade de água se mostra mais susceptível (FISHER et al. 2010; BREMER et al. 2014).

Esta ameaça é a principal responsável pelo aumento do escoamento superficial e da erosão em corpos hídricos, influenciando nas taxas de recarga e no aumento dos níveis de sedimentos na água (BELLVER-DOMINGO et al. 2016).

Diante da realidade do desmatamento e dos danos advindos desta ação, entendido como um dos principais responsáveis pelas perdas dos serviços ecossistêmicos, destaca-se a necessidade de se valorar o custo socioambiental desta perda, fato que será apresentado a partir do próximo item.



Quadro 3. Quadro mostrando a avaliação integrada entre atores, pressões, status do ecossistema e serviços ecossistêmicos hídricos. As setas em azul representam as ligações entre os itens do quadro.



Fonte: Adaptado de Grizzetti et al. 2016.

6. VALORAÇÃO AMBIENTAL

A valoração econômica de danos ambientais é definida como um conjunto de técnicas que tem por objetivo valorar e mensurar monetariamente bens, recursos naturais, ou ainda um dano ambiental (COTRIM, 2012; SOUZA, 2013). Essa valoração tem caráter interdisciplinar com a função de preservar um recurso natural e ainda auxiliar processos administrativos de licenciamento ambiental, processos civis visando ações indenizatórias e no cálculo de multas por danos ambientais (CORDIOLI, 2013).

Identifica-se ainda a necessidade da incorporação de valores de outros serviços ecossistêmicos, processos ecológicos e critérios de sustentabilidade que por sua complexidade frequentemente não são considerados, conferindo assim a redução no caráter da valoração (ANDRADE; ROMEIRO, 2013).

A valoração ambiental também pode ser definida como a forma que se utiliza para definir valores a ativos ambientais, e também quando existem mudanças nestes ativos, podendo acarretar outras alterações que atingem o homem e seu bem estar (DOS SANTOS, 2015).

A importância da valoração reside na forma de estabelecer uma quantia monetária de mercado com o intuito de sinalizar o valor que o recurso ambiental possui, auxiliando a determinação de políticas públicas de conservação do meio ambiente aliadas ao desenvolvimento sustentável (SILVA, 2015).

A valoração ambiental passa por abordagens distintas em que duas diferentes formas de avaliação ambiental são comumente consideradas, a primeira leva em consideração ferramentas de avaliação monetária baseada em termos estritamente técnicos, sem a participação da sociedade, e, portanto não consegue traduzir os valores e significados sociais. Já a segunda abordagem leva em consideração estes valores por meio da efetiva participação dos cidadãos e assim conseguem representar o interesse público nas tomadas das decisões, que é um dos objetivos que vem sendo apontados como relevantes para a valoração ambiental (TADAKI; SINNER; CHAN, 2017).

A seguir serão apresentadas algumas metodologias distintas de valoração ambiental.

7. MÉTODOS DE VALORAÇÃO AMBIENTAL

Os métodos de valoração podem ser classificados em Métodos Diretos ou Métodos Indiretos:

- **Métodos diretos:** Relacionados a identificar, captar as preferências, disposição a pagar e ou receber das pessoas pelo bem, ou serviços ambientais em relação à qualidade ambiental (OLIVEIRA, 2018; COTRIM, 2012; ABNT, 2009).

- **Métodos indiretos:** Ao contrário do método direto, não estão relacionados à disposição a pagar dos indivíduos, mas sim relacionados indiretamente com as mudanças na qualidade ambiental. Valoram os benefícios ambientais por meio das estimativas dos custos associado aos danos (CORIOLI, 2013; COTRIN, 2012; ABNT, 2009).

Métodos de valoração ambiental têm a função de valorar os recursos naturais por meio de instrumentos, tendo por base os valores que as pessoas atribuem aos recursos naturais a partir das preferências individuais da população, e são comumente usados em processos de perícia judicial e licenciamentos ambientais (COTRIM, 2012; CORDIOLI, 2013).

Um detalhe importante é sempre considerar o “objetivo da valoração, as hipóteses assumidas, a disponibilidade dos dados e do conhecimento da dinâmica ecológica do bem a valorar”, e ainda trabalhos que tem em seu escopo semelhanças, como serão apresentados a frente, das características de danos identificados e, portanto, valorados (ABNT, 2009).

A Tabela 1 apresenta os principais pesquisadores e os métodos que foram por eles utilizados para testar e comparar métodos de valoração ambiental em situações semelhantes de uso.



Tabela 1. Representação dos métodos de valoração ambiental com os principais métodos estudados pelos autores (destaque em verde escuro dos métodos que mais se repetiram nos trabalhos apresentados e que serão aqui detalhados).

MÉTODOS VALORAÇÃO AMBIENTAL								
PESQUISADORES	RAMALHO	COTRIM	SOUZA	CORDIOLI	KASKABTZIS	CORREIA	SANTOS	OLIVEIRA
	2010	2012	2013	2013	2011	2015	2015	2018
MÉTODOS DIRETOS								
Método de Val Contingente MVC	X	X		X		X	X	X
Método Custos de Viagem MCV	X	X		X		X	X	X
Método Preços Hedônicos MPH	X	X		X		X	X	X
MÉTODOS INDIRETOS								
Método Fator Ambiental EFM			X	X				
Método Produtividade Marginal PMP			X					X
Método DEPRN	X	X	X	X	X	X	X	X
Método Dose Resposta	X			X		X		
Método Custos Evitados MCE	X	X		X			X	X
Método Custo de Reposição MCR	X	X		X			X	X
Método VERD			X	X				
Método Almeida				X				
Método Custos Amb Tot Esp CATE		X		X	X			
Método Mercado de Bens Substitutos		X						X
Método do Valor de Comp Amb VCP		X			X			
Método Análise Habitat Eq. AHE		X			X			
Método Custos de Controles MCC							X	X
Método de Custos de Oport. COM							X	X

Fonte: Autores.

Existem algumas particularidades entre os diferentes métodos. Abaixo serão apresentadas as características básicas das principais metodologias de valoração de bens e serviços ambientais (NOGUEIRA; MEDEIROS; ARRUDA, 2000; COTRIM, 2012; CORREIA, 2015; SILVA, 2015).

7.1 Método de Valoração Contingente – MVC

Este método leva em consideração a disposição a pagar e ou a receber compensação, medindo situações onde não existe preço no mercado. Recursos para a sobrevivência como o ar ou a água, por exemplo, supondo um hipotético mercado estruturado para tal.

É um método comumente utilizado para valoração de Unidades de Conservação, quando utilizam de entrevistas aos usuários desses espaços e sua disposição a pagar para terem a melhoria na qualidade de vida, no seu bem-estar.

7.2 Método dos Custos de Viagem – MCV

Neste método, se avalia os gastos realizados pelas famílias para as viagens que fazem, normalmente para diversão, pressupondo os benefícios advindos dessa atividade. Todos os gastos da viagem devem ser considerados, desde seu planejamento, hospedagem, alimentação, equipamentos, estacionamento, ingressos, e demais despesas.

Ao contrário do método anterior, Cotrim (2012), entende que a principal vantagem do método é a não necessidade de um mercado hipotético.

7.3 Método de Preços Hedônicos – MPH

É um método que considera características locacionais e ambientais na compra de um imóvel. Dessa maneira, consegue valorar o imóvel em detalhes, valorando atributos ambientais, capitalizando-os de forma direta em seus bens, apresentando, indiretamente a disposição a pagar pelo meio ambiente representado na característica desejada e encontrada que influenciará no valor final.

7.4 Método de Custos Evitados – MCE

Por meio de atividades substitutivas ou complementares, pode-se considerar como aproximação pecuniária de atributos ambientais modificados, o valor estimado de um recurso ambiental. Podendo assim estimar os gastos de bens substitutos sem modificar a qualidade ou quantidade consumida do bem natural que se propõe estudar.

É a forma de aproximar financeiramente os gastos com alguma característica ambiental substituída por outro gasto, para medir ou comparar como as pessoas percebem as mudanças nessas características ambientais.

Em outras palavras, seria como em substituição a água num poço contaminado por coliformes fecais, a pessoa comprar água mineral engarrafada para se proteger de contaminação. Assim, foi feita a substituição de um bem e a valoração da perda na qualidade da água pela compra da água mineral, acrescidos do risco inerente por adoecer contraindo doenças por veiculação hídrica.

7.5 Método de Custo e Reposição – MCR

É o método mais direto de aplicação, pois considera a reparação por um dano provocado. Tem por primícias o custo de restauração ou reposição de um dano a um bem que na abordagem de mercado, e entende esse custo de reposição como a resolução do dano ocorrido.

Contudo, este método tem como desvantagem que mesmo lançando-se mão de todos os recursos financeiros, dificilmente conseguirá repor integralmente o dano ocorrido, como por exemplo, os gastos envolvidos na restauração de uma floresta, onde certamente não conseguira repor as complexas propriedades, tributos ambientais de forma idêntica a original.

7.6 Método do Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais de São Paulo (DEPRN)

Este é um método composto pelo custo de recuperação do impacto, como por exemplo, o custo de plantio de áreas degradadas e/ou valor de exploração dos bens afetados quando são revertidos economicamente. Como por exemplo, podemos citar a venda de

madeira, caça e demais produtos e/ou subprodutos ambientais/florestais e ainda um conjunto de critérios que são utilizados para qualificar os agravos do dano.

O Método do DEPRN foi escolhido a partir de trabalhos e pesquisas científicas em que, considerando a complexidade e pouca eficiência das demais metodologias, sugere-se que o método do Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais de São Paulo é o mais apropriado dentre os existentes (SOUZA; MENEZES, 2013).

Com a intenção de encontrar um método de aplicação prática e apropriado as condições brasileiras, Cordioli (2013) comparou diversas metodologias, e também concluiu que o método DEPRN é um dos principais métodos a ser utilizado em casos onde ocorre desmatamento em área natural ou plantada. Levou em consideração para isso, custos para a sua recuperação e ou exploração dos bens eventualmente retirados, apropriados que pode ser de um plantio comercial ou mesmo de uma área natural onde se retirou madeira para lenha ou tora de uma exploração irregular.

Não apenas Cordioli (2013) chegou à conclusão que o método do DEPRN é o mais indicado para situações de desmatamento e sua valoração a partir do custo de recuperação ou exploração, mas Cotrim (2012), Correia (2015) e Souza e Menezes (2013), em comparação a outros métodos, também concluíram que o método DEPRN estava entre os principais e mais indicados para situações de desmatamento e posterior valoração ambiental.

Para a aplicação deste método, é necessária uma vistoria em campo, coleta de dados cartográficos e informações descritivas, no qual por meio de um sistema de Quadros e Tabelas, se definem os compartimentos ambientais e seus critérios de qualificação e agravos pré-estabelecidos que resultem nos valores de cada compartimento (Correia, 2015, Cotrim, 2012). Com isso, após a qualificação do dano, obtém-se o índice de qualificação dos agravos para cada compartimento correspondente ao dano ambiental em análise.

Abaixo, o Quadro 4 apresenta a descrição e qualificação dos agravos segundo cada um dos compartimentos estudados, sendo os principais a água, o solo, o ar e a biota.

Este quadro será a base de toda a discussão do Método DEPRN, pois ele aborda de forma conjunta, todos os compartimentos que têm que ser verificados referente a danos ambientais.



Quadro 4. Compartimentos AR, ÁGUA, SOLO/SUBSOLO, FAUNA, FLORA e PAISAGEM, subdivididos em tipos de danos, com as devidas descrições e qualificação dos agravos que podem ser identificados em relação a estes danos.

COMPARTIMENTO	TIPO DE DANO	DESCRIÇÃO E QUALIFICAÇÃO DOS AGRAVOS							
AR	Impacto causado pela emissão de gases, partículas, agentes biológicos, energia	Toxidade da emissão	Proximidade de centros urbanos	Áreas protegidas	Comprometimento do aquífero	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora	Dano ao patrimônio ou monumento natural	
	Impacto na dinâmica atmosférica (x1,5)	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora	Alteração da qualidade do ar	Previsão de reequilíbrio				
ÁGUA	Impacto causado por compostos químicos, físicos, biológicos ou energia	Toxidade da emissão	Comprometimento do aquífero	Áreas protegidas	Danos ao solo e ou subsolo	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora	Dano ao patrimônio ou monumento natural	
	Impacto na hidrodinâmica (x1,5)	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora	Alteração da classe do corpo hídrico	Alteração da vazão / volume de água	Previsão de reequilíbrio			
SOLO SUBSOLO	Impacto causado por agentes químicos, físicos, biológicos ou energia	Toxidade da emissão	Comprometimento do aquífero	Áreas protegidas	Assoreamento do corpo hídrico	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora	Dano ao patrimônio ou monumento natural	Objetivando comercialização
	Impacto na dinâmica solo e ou subsolo (x1,5)	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora	Alteração da capacidade do uso da terra	Dano ao relevo	Previsão de reequilíbrio			
FAUNA	Dano aos indivíduos	Áreas protegidas	Espécies ameaçadas de extinção	Espécies endêmicas	Fêmeas	Objetivando comercialização			
	Impacto na dinâmica da comunidade (x1,5)	Importância relativa	Morte ou danos a flora	Alteração dos nichos ecológicos	Previsão de reequilíbrio				
FLORA	Dano aos indivíduos	Áreas protegidas	Espécies ameaçadas de extinção	Espécies endêmicas	Favorecimento da erosão	Dano ao patrimônio natural	Objetivando comercialização		
	Impacto na dinâmica da comunidade (x1,5)	Morte ou danos a fauna	Importância relativa	Alteração dos nichos ecológicos	Previsão de reequilíbrio				
PAISAGEM	Dano à paisagem	Áreas e ou municípios protegidos	Proximidade de centros urbanos	Reversão do dano	Comprometimento do aquífero	Comprometimento do solo subsolo	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora	Dano ao patrimônio ou monumento natural
	Dano ao patrimônio cultural, histórico, turístico, arquitetônico e artístico (x1,5)	Proximidade de centros urbanos	Reversão do dano	Comprometimento do aquífero	Comprometimento do solo subsolo	Morte ou danos a fauna	Morte ou danos a flora		

Fonte: Adaptado de Galli (1996) apud Santos (2015).

O Quadro 4 separa o meio ambiente em seis compartimentos, sendo: ar, água, solo/subsolo, fauna, flora e paisagem. Em cada compartimento, tem-se a descrição de dois tipos de danos, os quais recebem pesos diferenciados.

Cada avaliação de impacto ambiental é particular e ocorre com características específicas, as quais nem sempre são evidentes para os técnicos em campo. Sendo assim, é necessário que se crie uma qualificação dos agravos evidenciados, ou seja, ao fazer vistorias, o técnico poderá qualificar o dano no compartimento como um dano evidente, um suposto dano ambiental ou um dano que apresenta fortes indícios, pois a avaliação neste caso é essencialmente qualitativa.

Existe um sistema de pontuação e pesos no método DPRN que se utiliza de várias tabelas acessórias, as quais precisam ser conhecidas em profundidade para se fazer uma boa mensuração e avaliação dos danos ambientais.

Destaca-se, no entanto, que no final da aplicação do procedimento, o método gera um fator de multiplicação que será uma das bases da valoração de recuperação do dano ambiental avaliado, conforme mostra a fórmula abaixo:

$$\text{Valor do dano ambiental} = \sum (\text{fator de multiplicação}) \times \text{Valor de Exploração ou Recuperação}$$

O valor de **Exploração** é relacionado ao valor de mercado de bens lesados ou apropriados, como por exemplo o corte, desmatamento irregular de árvores nativas para carvoarias, lenha provenientes de exploração irregular (COTRIM, 2012; CORDIOLI, 2013; OLIVEIRA, 2018).

Já o valor de **Recuperação** é relacionado a bens degradados que não possuem mercado pré-estabelecido como o ar, o microclima, lençol freático, ecossistema terrestre entre outros. Portanto, a forma de se valorar estes bens é por meio do custo do valor de recuperação do bem e/ou recurso lesado (OLIVEIRA, 2018), como o caso de projetos de recuperação de áreas degradadas.

8. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL RELACIONADA AOS SISTEMAS HÍDRICOS DE ABASTECIMENTO

Para que se possa entender a atual situação da legislação ambiental vigente, o novo Código Florestal, precisamos conhecer a legislação anterior que por meio da Lei Federal nº 4.771 de 15 de Setembro de 1965 em seu artigo 2º alínea “b”, estabelecia que ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios dava-se a Área de Preservação Permanente (APP).

Posteriormente a Resolução CONAMA nº302 de 20 de março de 2002, definiu no seu artigo 3º os limites, largura mínima da área de vegetação a ser preservada “em cem metros para áreas rurais”.

No novo e vigente Código Florestal, a Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 traz novos entendimentos e delimitações das APP's, como por exemplo o artigo 4º inciso III, que traz que estas áreas em torno dos reservatórios devem ser definidas na licença ambiental do empreendimento.

Esta forma de definição das Áreas de Preservação Permanente por meio da licença ambiental do empreendimento não atende aos reservatórios da RMSP, uma vez que os mesmos foram criados entre as décadas de 1900 a 1980, Sistema Cantareira (n.d.), e, portanto, acaba excluindo todos os 8 (oito) sistemas produtores de água que atendem a 39 municípios da RMSP, aproximadamente 22 milhões de pessoas, sendo o maior e mais populoso aglomerado urbano do país (ANA, 2010).

As faixas das Áreas de Preservação Permanente eram definidas pelo então Código Florestal Lei Federal nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, e posteriormente pela a Resolução CONAMA nº302 de 20 de março de 2002 que dispunha sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno, agora revogadas pela atual legislação.

Mesmo não possuindo faixa de APP definidas nas licenças ambientais do empreendimento, as represas ou barragens poderiam ainda ser atendidas em relação ao ordenamento, plano de manejo e consequente definição da faixa de suas APP's quando inseridas em algum tipo de Unidade de Conservação de Uso Sustentável, como por exemplo as APA's - Áreas e Preservação Ambiental definidas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, Lei nº 9.985 de 18 de Julho de 2.000.

Como exemplo, temos as represas Jaguari e Jacareí, que compõem o Sistema Cantareira de produção de água. Ambas estão inseridas em duas APA's, sendo a APA

Piracicaba – Juqueri Mirim II, e a APA Sistema Cantareira (Figura 3) em que se sobrepõem exatamente sobre as represas, identificando assim a importância e necessidade de ordenamento específico para estas áreas.

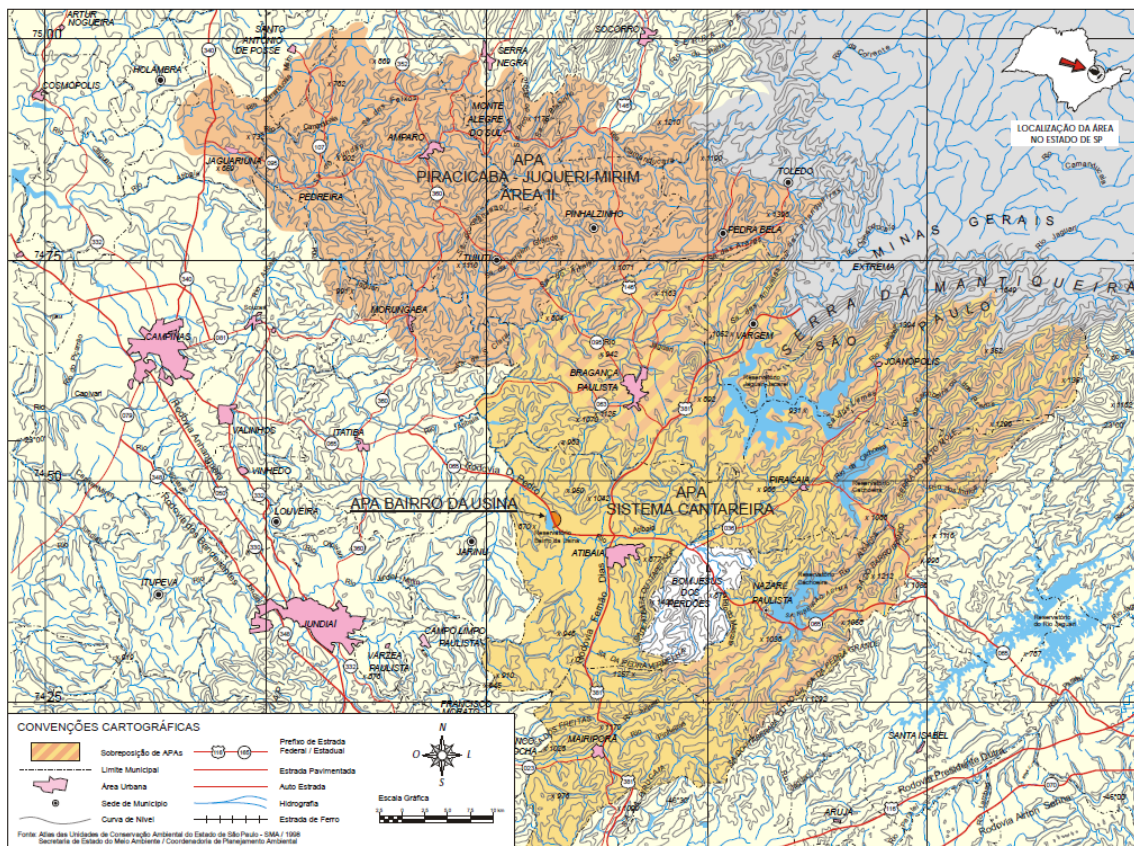


Figura 3. Sobreposição das APA's Piracicaba – Juqueri Mirim II e APA. Sistema Cantareira sobre a área das represas Jaguari e Jacaré. *Fonte: Atlas de Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo - SMA/1998 - Secretaria de Estado do Meio Ambiente / Coordenadoria de Planejamento Ambiental.*

Tanto a APA Piracicaba – Juqueri Mirim II, como a APA Sistema Cantareira, ainda não foram regulamentadas, logo não possuem Plano de Manejo, e conseqüentemente não tem suas faixas de APP's definidas. Portanto, considera-se a legislação atual, o artigo 62 da Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 que define a faixa da Área de Preservação Permanente como faixa entre o nível máximo operativo normal e a cota máxima maximórum.

Assim, resta apenas à classificação da APP no artigo 62º da atual legislação Lei nº 12.651 de 25 de Maio de 2012, como descrito acima, que se dá entre a distância do nível, cota máxima operativa normal e a cota máxima maximórum, que vai variar em função da declividade da margem dos reservatórios. Invariavelmente é muito inferior ao mínimo

necessário, que no caso específico do Sistema Cantareira nas represas Jaguari/Jacareí, que variam entre 5,0 a 20,0 metros de largura. Ellovitch e Valera (2013) também consideram que estas faixas de APP não cumprem a função de preservar a qualidade e quantidade de água, nem evitam o carreamento de partículas do solo em processos erosivos, e, portanto, a garantia mínima do fluxo gênico da biodiversidade, entre outras funções.

Conclusão semelhante chegou Metzger (2010) no seu artigo no periódico *Conservação e Natureza* sobre a discussão se o novo código florestal de 2012 teria base científica ou não. Neste trabalho, o autor avalia se a definição da largura da faixa de APP não devia considerar entre outros fatores a topografia da margem, o tipo de solo, o tipo de vegetação o tipo de clima, principalmente em relação a quantidade e intensidade de precipitação.

Dentre as diversas possibilidades para se levar em consideração para a definição, estão, por exemplo, a fixação do solo, conservação e proteção dos recursos hídricos, preservação da fauna e flora, onde Metzger (2010), Ellovitch e Valera (2013) entendem que a largura desta faixa deve assegurar o cumprimento de todas essas funções, sendo que a legislação deveria garantir a função mais exigente, como a conservação da biodiversidade.

Por considerarem as APP's áreas de fundamental relevância quanto à conservação e preservação da biodiversidade, estes autores destacam também como fator limitante os corredores ecológicos, pois fazem a ligação entre as diversas paisagens fragmentadas de áreas preservadas (VALERA, 2017; METZGER, 2010; KEUROGHLIAN; EATON, 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

Na Mata Atlântica, Metzger (2010) apoia as larguras de faixa de APP do então Código Florestal de 1965, por estar técnica e cientificamente próximo do mínimo necessário para a manutenção da biodiversidade. No caso dos cursos d'água com até 10 metros de largura, o autor considera uma faixa mínima de 50 metros em cada margem, perfazendo assim 100 metros somados de corredor ecológico independente do bioma, solo ou topografia. Esta informação da presença de uma faixa mínima de 100 metros de largura em reservatórios também é preconizada na Resolução CONAMA n°302 de 20 de março de 2002 em seu artigo 3° inciso I.

Esta Resolução foi revogada pela atual Lei Federal n° 12.651 de 25 de maio de 2012, que atendia satisfatoriamente os estudos e conhecimentos técnicos científicos para a largura mínima necessária para sua preservação, nos levando a considerar faixa de 100

metros como faixa mínima necessária para sua proteção e consequente cumprimento de seus serviços ecossistêmicos.

9. PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)

O termo Pagamento por Serviços Ambientais surgiu a partir de um conceito para incentivar e gratificar proprietários rurais de forma que realizassem as boas práticas na agricultura, conservação do solo e consequente preservação e manutenção da prestação dos serviços ecossistêmicos (GRIMA et al. 2015).

Portanto PSA é a forma de transferir recursos financeiros a partir de serviços ambientais que são prestados pela natureza, calculados a partir do entendimento econômico destes serviços, mesmo quando o mercado não demonstre levar em consideração as atividades de proteção e uso sustentável destes recursos naturais (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

O PSA funciona como um instrumento econômico, em que proprietários rurais recebem benefícios monetários a partir das práticas de manejo e conservação do solo em que os serviços ambientais continuam ocorrendo (BERNARDO, 2016).

Parte-se do princípio que os serviços ecossistêmicos devem ser mensurados e pagos, compensados por quem se beneficia deles direta ou indiretamente, sejam eles os agricultores ou moradores das cidades. Destaca-se a relevância do pagamento pelas sociedades industriais, as quais dependem enormemente da geração de energia por queima de combustíveis fósseis, pois esta sociedade tem a responsabilidade de compensar os moradores das zonas rurais e áreas florestadas onde estes serviços são prestados, como por exemplo o sequestro de carbono que atua na estabilização do clima global (GRIMA et. al. 2015).

A definição que melhor explica e define o PSA é a apresentada por Wunder (2015), sendo também a mais aceita pelos pesquisadores: “transações voluntárias entre usuários de serviços e prestadores de serviços que estão condicionados a regras acordadas de gestão de recursos naturais para geração de serviços externos”.

Sendo que os serviços ecossistêmicos levados em consideração para o PSA são:

- **Sequestro/armazenamento de CO₂**, onde se paga pelo plantio e/ou manutenção de árvores;

- **Biodiversidade, conservação**, onde o pagamento se dá pelo proteção e/ou restauração de florestas;

- **Bacias hidrográficas, na proteção e manutenção**, onde o pagamento se dá aos proprietários rurais a montante, com o intuito de preservação e uso adequado da terra para a não ocorrências de processos erosivos, em que auxiliarão na qualidade, quantidade e regulação da vazão da água;

- **Beleza estética, na manutenção de locais de apelo cênico, paisagístico ou cultural**, em que o pagamento se dá pela conservação destas áreas de forma a manter sua integridade original (WUNDER, 2005; ARRIAGADA; PERRINGS, 2009).

A valoração ambiental é, portanto, uma ferramenta de fundamental relevância para se estimar monetariamente os recursos naturais principalmente de áreas vulneráveis.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo do tempo, constata-se que a ocupação das áreas no entorno dos reservatórios da RMSP ocorrerem sem o devido planejamento, de forma a tender uma demanda por espaços dos mais variáveis motivos, desde a expansão desordenada empurrando periferias das grandes cidades, até a especulação imobiliária dessa mesma expansão, mas agora com um viés voltado para a ocupação de áreas que se tornaram nobres, em relação a paisagem, mais distantes em cidades interioranas onde seus reservatórios se mostraram necessários ao abastecimento público.

Estas ocupações ocorreram à revelia das legislações ambientais, onde muitas perduram até os dias de hoje, dificultando sobremaneira a resolução destes problemas, colocando toda a sociedade em risco pela falta destes serviços ambientais/ ecossistêmicos que deixam de ser prestados.

Por outro lado, pela necessidade de novos reservatórios para acumulação de água para consumo humano e o continuo crescimento desordenado das cidades é hora de repensar como esse crescimento acontece, de forma a minimizar os impactos gerados, sob risco de não atender a demanda futura e até mesmo aumentar os riscos oriundos da falta de planejamento na ocupação destes espaços.

Torna-se imprescindível a discussão junto a sociedade para normatização e regulamentação da legislação em base técnica científica, pois os problemas advindos de não se considerar os atributos e necessidades biofísicas dos serviços ecossistêmicos, nos

levará a problemas indissolúveis no que tange a produção, captação, armazenamento e tratamento de água para a quantidade e qualidade necessária ao abastecimento público.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - Associação Brasileira De Normas Técnicas. (2009). NBR 14653-6. Avaliação de bens - Parte 6: Recursos naturais e ambientais. Rio de Janeiro. 16f.
- ANA - Agência Nacional de Águas. (2010). Região Metropolitana de São Paulo. Disponível em: <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/analise/RegiaoMetropolitana.aspx?rme=24>. Acesso em 10 de janeiro de 2019.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A.R. (2009). Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”. 37º Encontro Nacional de Economia. Foz do Iguaçu: ANPEC.
- ARRIAGADA, R.; PERRINGS, C. (2009). Making payments for ecosystem services work. In Values, Payments and Institutions for Ecosystem Management: A Developing Country Perspective. United Nations Environment Programme (UNEP).
- ASSESSMENT, M. E. (2005). Ecosystems and human well-being (v.5). Washington, DC: Island press.
- BATISTA, C. S. P.; GESUALDO, G. C.; LEITE, P. C. C.; LASTORIA, G.; GABAS, S. G.; CAVAZZANA, G. H.; ... DE SOUZA AZOIA, T. (2017). Aplicação do método GOD para avaliação de vulnerabilidade de aquífero livre em bacia hidrográfica. Águas Subterrâneas.
- BELLVER-DOMINGO, A.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOLINOS-SENANTE, M. (2016). A review of Payment for Ecosystem Services for the economic internalization of environmental externalities: A water perspective. *Geoforum*, 70: 115-118.
- BERNARDO, K. T. (2016). Avaliação da efetividade de esquemas de pagamento por serviços ambientais hídricos: proposta metodológica (Tese de doutorado). Universidade de São Paulo, Escola de engenharia de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil.

- BRASIL. (1965). Lei Federal nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal.
- BRASIL. (2000). Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC e dá outras providências.
- BRASIL. (2002). Resolução Conama Nº302 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno.
- BRASIL. (2012). Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K. E.; MOONEY, H. A. (2007). The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, 32: 67-98.
- BREMER, L. L.; FARLEY, K. A.; LOPEZ-CARR, D.; ROMERO, J. (2014). Conservation and livelihood outcomes of payment for ecosystem services in the Ecuadorian Andes: What is the potential for ‘win-win’?. *Ecosystem Services*, 8: 148-165.
- CORDIOLI, M. L. A. (2013). Aplicação de diferentes métodos de valoração econômica do dano ambiental em um estudo de caso da perícia criminal do estado de Santa Catarina (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.
- COTRIM, J. (2012). Modelos de valoração econômica de danos ambientais a partir de um estudo de caso. (Dissertação de mestrado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.
- CUSTÓDIO, V. (2015). A crise hídrica na Região Metropolitana de São Paulo (2014-2015). *GEOUSP: Espaço e Tempo*, 19 (3): 445-463.
- DE OLIVEIRA, P. E.; GOMES, A. R.; SANCHES, R. C.; SAAD, A. R. (2008). Análise da evolução da paisagem no entorno da represa dos rios Jaguari e Jacaré, estado de São Paulo, com base em sensoriamento remoto e sig. *Geociências*, 27 (4): 527-539.

- DOS SANTOS, F. C. (2015). Análise do método de valoração ambiental utilizado pela Polícia Federal de Minas Gerais nos casos de crimes minerários. (Trabalho de conclusão de curso). Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.
- DURÃES, M. C. O.; MAIA FILHO, B. P.; BARBOSA, V. V.; DE FIGUEIREDO, F. P. (2017). Caracterização dos impactos ambientais da mineração na bacia hidrográfica do rio São Lamberto, Montes Claros/MG. *Caderno de Ciências Agrárias*, 9 (1): 49-61.
- ELLOVITCH, M. D. F.; VALERA, C. A. (2013). Manual CEA/COAMA Novo Código Florestal (Lei n. 12.651/2012), 2013. Revista do Ministério Público do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: CGB Artes Gráficas.
- FAO, 2011. The State of Food Agriculture. FAO, Roma.
- FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; SCHULER, A. E. (2017). Manual para pagamento por serviços ambientais hídricos: seleção de áreas e monitoramento. Embrapa Solos-Livro técnico (INFOTECA-E).
- FISHER, B., TURNER, K., ZYLSTRA, M., BROUWER, R., DE GROOT, R., FARBER, S.; JEFFERISS, P. (2008). Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. *Ecological applications*, 18 (8): 2050-2067.
- FISHER, B.; KULINDWA, K.; MWANYOKA, I.; TURNER, R. K.; BURGESS, N. D. (2010). Common pool resource management and PES: lessons and constraints for water PES in Tanzania. *Ecological Economics*, 69 (6): 1253-1261.
- FRANCESCONI, W.; SRINIVASAN, R.; PÉREZ-MIÑANA, E.; WILLCOCK, S. P.; QUINTERO, M. (2016). Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. *Journal of Hydrology*, 535: 625-636.
- FUNDAÇÃO INSTITUTO DE ADMINISTRAÇÃO (N.D.). (2019). Sistemas produtores. Disponível em: <http://www.fundacaofia.com.br/gdusm/sistemas_produtores.htm>.
- GALLI, F. (1996). Valoração de Danos Ambientais – Subsídio para Ação Civil”, Série Divulgação e Informação, 193, Companhia Energética de São Paulo, CESP, São Paulo.
- GJORUP, A. F.; FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; SCHULER, A. E. (2016). Análise de procedimentos para seleção de áreas prioritárias em programas de pagamento

- por serviços ambientais hídricos. Embrapa Solos-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- GRIMA, N.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B.; RINGHOFER, L. (2016). Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies. *Ecosystem Services*, 17: 24-32.
- GRIZZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61: 194-203.
- GUSWA, A. J.; BRAUMAN, K. A.; BROWN, C.; HAMEL, P.; KEELER, B. L.; SAYRE, S. S. (2014). Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. *Water resources research*, 50 (5): 4535-4544.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2019). Disponível em: <<https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/populacao/18313-populacao-rural-e-urbana.html>>.
- JACOBI, P. R.; CIBIM, J.; LEÃO, R. D. S. (2015). Crise hídrica na Macrometrópole Paulista e respostas da sociedade civil. *Estudos avançados*, 29 (84): 27-42.
- KASKANTZIS NETO, G. (2011). Desempenho de modelos de valoração econômica de danos ambientais decorrentes da contaminação do solo: CATES, VCP, HEA, DEPRN. *MPMG Jurídico*.
- KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. (2008). Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *Journal of Zoology*, 275(3): 283-293.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, 141 (9): 2184-2192.
- MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; SELUCHI, M. E.; CUARTAS, A.; ALVES, L. M.; MENDIONDO, E. M.; SAMPAIO, G. (2015). A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. *Revista USP*, 106: 31-44.
- MARINHESKI, V. (2016). Aspectos sobre a erosão pluvial em usos agropecuários. *Revista Espacios*, 37 (5).
- MARS. 2018. Disponível em: <http://www.mars-project.eu/>. Acessado em maio, 2019.

- METZGER, J. P. (2010). O Código Florestal tem base científica. *Natureza & Conservação*, 8 (1), 92-99.
- NOGUEIRA, J. M.; DE MEDEIROS, M. A. A.; DE ARRUDA, F. S. T. (2000). Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo?. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 17(2): 81-115.
- OJEA, E.; MARTIN-ORTEGA, J.; CHIABAI, A. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental science & policy*, 19: 1-15.
- OLIVEIRA, R. C. (2018). Valoração Econômica de Danos Ambientais em Áreas Contaminadas: Estudo de caso da contaminação mercurial em Descoberto - MG (Trabalho de conclusão de curso). Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG, Brasil.
- OLIVEIRA, L. A.; DOS SANTOS, J.; DA SILVA, M. E. F. (2017). Uso e Ocupação do Solo em Áreas de Proteção Permanente de Reservatórios Artificiais. *Diversitas Journal*, 2 (3): 363-376.
- PENTEADO, C. L. D. C.; ALMEIDA, D. L.; BENASSI, R. F. (2017). Conflitos hídricos na gestão dos reservatórios Billings e Barra Bonita. *Estudos Avançados*, 31 (89): 299-322.
- POLASKY, S.; TALLIS, H.; REYERS, B. (2015). Setting the bar: Standards for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112 (24): 7356-7361.
- SARDINHA, D. D. S.; GODOY, L. H. (2016). O Crescimento urbano e o impacto nos recursos hídricos superficiais de Uberaba (MG). *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, 4 (23): 01-20.
- SILVA, A. G. D. (2015). Valoração econômica ambiental em unidades de conservação: um panorama do contexto brasileiro (Dissertação de mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.
- SISTEMA CANTAREIRA (N.D.). (2019). Em Wikipedia. Disponível em : <https://pt.wikipedia.org/wiki/Sistema_Cantareira>._Acessado em 02 de maio de 2019.
- SOUZA, F. B. D.; MENEZES, C. T. B. D. (2013). Avaliação de metodologias para valoração de recursos naturais e danos ambientais em ecossistemas costeiros:

- Estudo de Caso de uma área do Banhado da Palhocinha, Garopaba, Santa Catarina, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 13 (2): 215-227.
- TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M.; FERRAZ, S. F. D. B.; METZGER, J. P. (2015). Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos avançados*, 29 (84): 151-162.
- WHATELY, M.; HERCOWITZ, M. (2008). Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo.
- WUNDER, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117: 234-243.
- WUNDER, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper*, 42: 1-4.

**Capítulo
5****ARBORIZAÇÃO URBANA: CARACTERÍSTICAS,
FUNÇÕES E MANEJO**

Fernando Periotto; Heloísa Eliete Marques de Oliveira; Ariadne Farias; Alessandro Reinaldo Zabotto

Periotto, F., Oliveira, H. E. M., Farias, A., Zabotto, A. R. 2019. Arborização Urbana: Características, Funções e Manejo. In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 58-72.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento contínuo e desordenado de áreas urbanizadas promove diversos problemas ambientais com seus agravantes e difícil reversibilidade. Dentre eles, a escassez ou até mesmo a inexistência de uma gestão ambiental proativa, a qual busca cumprir as leis ambientais vigentes.

Considerando sua fundamental importância, a arborização urbana tem sido alvo de forte atenção em função das vantagens que proporciona às cidades. Essa atividade é caracterizada principalmente pela implantação de árvores de médio e grande porte em praças, parques, nas calçadas de vias públicas, em canteiros centrais e alamedas, com o intuito de trazer para as cidades, mesmo que simbolicamente, um pouco do ambiente natural que possa satisfazer as necessidades mínimas do ser humano (DANTAS; SOUZA, 2004).

São múltiplos os benefícios proporcionados pelas árvores adequadas que se desenvolvem em áreas urbanizadas. Além do valor paisagístico, elas oferecem sombreamento, aumento considerável da umidade do ar e estabilidade climática, reduzindo o consumo elétrico decorrente ao uso de ares condicionados e ventiladores, além de mitigar a poluição sonora e a atmosférica. Ademais, as árvores servem de abrigo e alimento à fauna, promovendo a biodiversidade urbana, protegendo o solo contra erosão e diminuindo os riscos de inundação e das forças dos ventos, trazendo bem-estar psicológico ao homem, dentre outros proveitos (MARTELLI; CARDOSO, 2018).

Para que seja possível aproveitar ao máximo as vantagens oferecidas pela arborização urbana é importante que as árvores estejam sempre saudáveis e que possuam boa coexistência com as vias públicas, calçadas, pedestres, pavimentação, tubulações, sinalização de trânsito, redes elétrica e telefônica, iluminação pública, construções e

automóveis; por esses fatores é essencial que as ações de plantios sejam bem planejadas e profissionalizadas. De acordo com Milano (1988) e Lima Neto (2011), apesar de sua suma importância, se não houver um projeto bem estruturado e posto em ação, a arborização pode trazer incompatibilidade com o espaço público projetado.

Por outro lado, diversos podem ser os problemas ocasionados pela ausência de um projeto municipal adequado de arborização urbana. Nesse caso, ficarão as vias urbanas com diversos conflitos potenciais de árvores inadequadas versus os equipamentos urbanos instalados, como por exemplo, rompimento de cabos de alta tensão e interrupções no fornecimento de energia elétrica, obstrução de redes de esgoto, redes pluviais e calhas, rachaduras em calçadas e asfaltos, obstáculos para circulação e acidentes envolvendo pedestres, veículos, ciclistas ou edificações. Tais conflitos podem interferir no manejo arbóreo e trazer prejuízos diversos à gestão municipal, pela prática de poda incorreta e erradicação do vegetal, prática onerosa e passível de possíveis acidentes de trabalho.

Para minimizar os impactos causados pela arborização urbana é de importante conhecer a biologia dos vegetais que serão plantados, dando prioridade às espécies nativas, levando em consideração:

- O(s) bioma(s) em que o município está inserido;
- As condições de solo;
- Tolerância à poluentes;
- Odores das espécies;
- Tempo de crescimento e forma de desenvolvimento;
- Ciclo de vida;
- Porte das espécies;
- Tamanho dos frutos, tendo em mente a época e duração do florescimento e frutificação dentre outros aspectos (SCANAVACA JUNIOR; CORRÊA, 2014).

Ou seja, a implantação de árvores nas cidades requer estudos aprofundados por especialistas, respeitando sempre os critérios já abordados, os cuidados e os manejos arbóreos.

2. CUIDADOS E IMPORTÂNCIAS

Diversos cuidados devem ser levados em conta a respeito da arborização urbana, sendo indispensável estudar as características morfológicas da planta a ser utilizada em plantios executados no perímetro urbano. Como exemplo, podemos citar o formato, a

altura da copa e características de folhas, flores e frutos de cada espécie em idade adulta. Tais observações devem associadas às relações harmoniosas entre plantas e outros indivíduos vivos, pois devem ser evitados, de acordo com Mascaró (2005), plantas que produzam flores e frutos tóxicos ou alérgicos aos cidadãos ou à polinizadores da fauna urbana.

Martelli e Cardoso (2018) relatam que as árvores proporcionam diversos benefícios aos ambientes construídos, tais como: a melhoria da qualidade do ar e das ilhas de calor, redução dos custos com refrigeração artificial, valorização econômica de imóveis, estética e redução de ruídos provenientes das mais diversas fontes urbanas, desenvolvimento cognitivo de crianças, além do alívio ao estresse, um fenômeno comum na sociedade moderna.

De modo geral, observa-se que os locais arborizados com planejamento proporcionam bem-estar e são agradáveis aos sentidos humanos, uma vez que reduzem a amplitude térmica, diminuem o potencial de temperaturas extremas, controlam a velocidade dos ventos, promovem proteção à radiação solar direta, contribuem para a redução da poluição atmosférica, sonora e visual.

Nesse contexto, Gonçalves et al. (2018) afirmam que as “(...) florestas urbanas constituem um pré-requisito para um ambiente urbano saudável, essencial para a harmonia entre o ser humano e os ambientes nos quais ele está inserido”. Os autores ainda relatam que, “(...) a avaliação das várias formas de áreas verdes urbanas e sua acessibilidade representam uma das maiores preocupações para a infraestrutura pública”, e está “diretamente relacionada à qualidade de vida, desenvolvimento social e outros componentes chave do bem-estar humano” (IBID, 2018).

Os espaços verdes são elementos que compõem a eficácia da qualidade ambiental, como, por exemplo, as praças e os parques urbanos, que se constituem em áreas de lazer para a população, compostas por vegetação arbórea e arbustiva, com solo permeável que, livre de edificações e de obstáculos, permitem que as águas das chuvas infiltrem no solo e reabasteçam lençóis freáticos e aquíferos, completando o ciclo hidrológico na sua fase subterrânea.

As árvores são fundamentais para o equilíbrio ecológico dos ecossistemas e para a manutenção da vida na Terra, pois desempenham serviços ecossistêmicos vitais para os demais seres vivos, além de dispor inúmeros benefícios à saúde humana e às atividades antrópicas, tais como: fortalecimento do conforto térmico, diminuição da utilização de climatização artificial e, conseqüentemente, menor utilização de energia elétrica;

absorção dos ruídos causados pelas atividades industriais; remoção do oxigênio do ar e diminuição da poluição atmosférica; compõem a estética da paisagem; têm a capacidade de potencializar a biodiversidade, como, por exemplo, podem atrair alguns animais como pássaros, insetos e roedores responsáveis pela manutenção da polinização e dispersão de sementes; diminuem os riscos de inundações; propiciam efeitos positivos à saúde humana, o que melhora a qualidade de vida nas áreas vegetadas; dentre outras vantagens que serão apresentadas na sequência (GONÇALVES, 2018).

Além disso, é necessário dar atenção às informações como dimensões mínimas das covas de plantio, preparo do solo, distanciamento entre as plantas, entre outros importantes detalhes. Recomenda-se que a cova possua dimensões mínimas, por exemplo, de 0,60 m x 0,60 m x 0,60 m. Dependendo do tamanho da calçada, porte da muda e tipo de solo, a cova deve abrigar com folga o torrão e ser centralizada em sua faixa permeável.

É crucial a utilização de tutores, guias e proteções após o plantio das mudas, estes servirão de proteção e suporte para o desenvolvimento ereto do vegetal e, ainda, auxiliarão na sustentação da copa em dias de forte chuva e vento. O tutor deve ser amarrado com amarrilho de barbante, rente ao caule da muda, sem prejudicá-la. Sendo que a ação de plantio deve ser efetuada de preferência em períodos chuvosos, pois desta forma, a planta sofrerá menor impacto negativo relacionado a estiagens.

2.1 Microclima urbano

Como medida mitigadora dos fatores negativos que envolvem o processo de urbanização, destaca-se a arborização urbana. Diante dos vários benefícios proporcionados pela presença da vegetação no ambiente urbano construído, dois exemplos que influenciam diretamente no clima urbano são comumente citados pela literatura especializada: a interceptação da luz do sol e da energia solar pela estrutura das árvores. Com isso, o calor é consumido por meio do fenômeno de evapotranspiração e o fornecimento de sombra proporcionado pelas suas copas extensas e elevadas, diminui a amplitude térmica local (MATELLI; CARDOSO, 2018).

Martelli e Cardoso (2018) mencionam ainda, o estudo realizado por Roppa et al. (2007), que retratou algumas vantagens apontadas pela população pesquisada: “nota-se que a maioria observa os benefícios da arborização urbana na melhoria da qualidade do microclima urbano, onde 83,1% apontaram como vantagem à produção de sombra e 49,2% evidenciaram a redução do calor”.

A redução da amplitude térmica nas áreas vegetadas já foi constatada pelos pesquisadores dedicados aos estudos do clima. Conforme demonstra a imagem da Figura 1, ao analisar o perfil do fenômeno conhecido como “ilha de calor urbana”, é possível observar uma redução de aproximadamente 3,5°C no espaço rural e nas áreas periféricas da cidade em relação ao centro urbano, onde ocorrem as maiores intervenções humanas no ambiente natural.

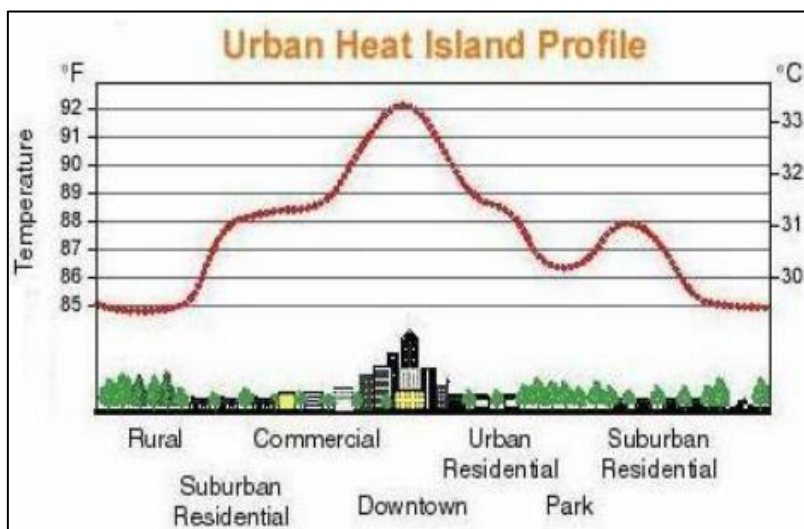


Figura 1. Representação do perfil da ilha de calor urbana

Fonte: EPA (2014).

Outro estudo de caso foi desenvolvido por Martelli e Santos Jr. (2015), que verificaram a temperatura e umidade do ar em três áreas do município de Itapira, SP, sendo que a área 1 era composta por árvores isoladas; área 2 desprovida de arborização, e área 3 bem arborizada, constituída por um fragmento denso de copa arbórea. A pesquisa apresentou os seguintes resultados da temperatura medida em graus Celsius (°C):

(...) na área 1, a média apresentada foi de 32,0 °C, enquanto que na área 2, desprovida de arborização, apresentou uma temperatura média de 33,9 °C. Na área 3, região bem arborizada com árvores de médio e grande porte, a temperatura apresentou uma média de 28,6 °C, diferença de 5,3 °C entre a área sem arborização em relação à área bem arborizada.

De acordo com Martelli e Santos Jr. (2015), os dados foram coletados no mês de setembro de 2014, período este caracterizado como a pior seca dos últimos 70 anos do

interior de São Paulo. Para a umidade do ar, nota-se que a área com arborização (área 3) manteve a umidade sempre abaixo em relação às áreas 1 e 2. As médias de valores referente à umidade relativa do ar na área 1 foi de 26,5%, área 2, 24,8% e, na área 3, a média ficou em 35,4%, demonstrando como essa vegetação favorece um microclima agradável.

Estudos demonstram que as temperaturas nos centros urbanos são mais elevadas em relação às áreas rurais, devido ao fenômeno ilustrado na Figura 1, também conhecido como “ilha de calor”. Em virtude das alterações nas condições climáticas provocadas pela urbanização, as temperaturas têm aumentado em média entre 1,1°C e 2,2°C nos últimos 40 anos (MASCARÓ, 2008). Segundo Kazová et al. (2016), o processo de urbanização e as consequentes modificações no uso e ocupação do solo, a remoção da vegetação, a pavimentação de ruas e avenidas são apontadas como as principais causas da formação das ilhas de calor.

O ambiente urbano é fortemente alterado por meio dos padrões contemporâneos das edificações e da impermeabilização do solo, que restringem os espaços antes destinados às áreas verdes. Estas restrições limitam a utilização de algumas árvores na floresta urbana, devido ao seu porte, morfologia, tipologia da raiz etc., além de limitar também a diversidade (quantidade) de espécies.

Na obra de Monteiro e Mendonça (2003), a vegetação é destacada enquanto “fator climático”, por desempenhar fundamental importância no espaço urbano. A vegetação auxilia na qualidade do ar por fixar poluentes e reduzir número de microrganismos nocivos à saúde humana, recicla os gases atmosféricos através da fotossíntese e aumenta a permeabilidade do solo por meio das raízes das plantas. Devido a essas e outras funções, o autor argumenta que os espaços verdes como parques, jardins e alamedas são indispensáveis nos projetos arquitetônicos e obras de planejamento.

Há uma preocupação por parte dos pesquisadores e projetistas para que haja preservação, recuperação e criação de espaços verdes urbanos, como praças, jardins nos bairros, bosques e parques, uma vez que esses espaços são fundamentais para a saúde ambiental e, conseqüentemente, para a qualidade vida da população. Nessa perspectiva, se propõe a abordagem acerca da infraestrutura sustentável, também conhecida como infraestrutura verde.

2.2 Infraestrutura verde

Em face aos problemas socioambientais decorrentes do processo de urbanização, um dos principais desafios para os gestores públicos refere-se às questões relativas à conservação da natureza, de modo a contemplar soluções técnicas que contribuam para a qualidade ambiental das cidades. Quando se trata do planejamento urbano, Herzog (2013) afirma que é preciso “ir do cinza para o verde”, ou seja, antes de selecionar as técnicas e os materiais que serão utilizados nos projetos e obras de urbanização, é imprescindível procurar novas soluções que levem a construção de “cidades inteligentes”, voltadas para o bem-estar das pessoas.

Nas últimas décadas, algumas alternativas têm sido adotadas como projetos-piloto pelos órgãos gestores e demonstram ser bastante eficazes, como, por exemplo, projetos urbanísticos e obras com base na infraestrutura verde, estruturas capazes de desempenhar funções ecológicas e sociais para a manutenção e equilíbrio da paisagem urbana construída. A infraestrutura verde busca trazer soluções urbanas para “renaturalizar” as cidades, priorizando a utilização de tecnologias sustentáveis, a manutenção e a recuperação das áreas verdes (FARIAS et al. 2018).

Enquanto formas vegetais características da paisagem urbana, as árvores e a infraestrutura urbana se inter-relacionam, principalmente, quando se tem a premissa da sustentabilidade inserida no planejamento e nas práticas de gestão urbana. Farias et al. (2018), destacam que as árvores são fundamentais, pois controlam a radiação solar, fornecem sombra, reduzem o consumo de energia em épocas quentes, amenizam a poluição do ar, previnem erosões, assoreamento dos rios e ainda auxiliam na infiltração das águas da chuva.

A infraestrutura urbana pode ser aplicada em diferentes escalas, como particular, local, estadual, regional ou nacional. As intervenções de escala particular referem-se, por exemplo, às edificações e aos seus jardins e quintais. Nesse caso, podem ser utilizados tetos, paredes e muros verdes. No caso dos telhados verdes, são vastas as contribuições sustentáveis, pois “absorvem água das chuvas, reduzem o efeito da ilha de calor urbano, contribuem para a eficiência energética das edificações, criam hábitat para vida silvestre e, de fato, estendem a vida da impermeabilização do telhado” (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

Na escala local, as alternativas utilizadas são os *greenways* ou as práticas que contribuem para a melhor gestão das águas pluviais, como os jardins de chuva, canteiros

pluviais, pavimentação permeável etc. Os *greenways* são utilizados para conectar parques já existentes. Dessa forma, são espaços lineares para caminhadas, ciclismo etc., estabelecidos ao longo de um corredor natural ligando parques, reservas naturais, dentre outros locais (FARIAS et al. 2018; VASCONCELLOS, 2011).

Benedict e McMahon (2006 *apud* VASCONCELLOS, 2011) definem *greenways* como os espaços livres lineares, estabelecidos ao longo de um corredor natural, que pode ser utilizado pela população urbana para caminhadas, ciclismo etc., e para outros usos recreativos que conecta parques, reservas naturais, locais culturais e/ou históricos.

Ao se considerar as escalas estadual, regional ou nacional, a proposta é que sejam implementados corredores de vegetação na paisagem e/ou áreas verdes para conservar e proteger o habitat dos animais. Nesse caso, a infraestrutura verde pode ser conectada com os ecossistemas e as paisagens pelo sistema de *hubs e links*. Os *hubs* proporcionam espaços para as plantas nativas e comunidades de animais e podem ser grandes reservas ou áreas de proteção, como refúgios nacionais de vida silvestre ou parques estaduais. *Links* são as ligações da paisagem (*landscape linkages*), que conectam parques, reservas e áreas naturais existentes. Esse sistema permite que plantas e animais se reproduzam e funcionam ainda como corredores, conectando ecossistemas e paisagens (FARIAS et al., 2018; VASCONCELLOS, 2011).

Segundo Herzog (2013), as paisagens urbanas são essenciais para a qualidade de vida, onde anteriormente a paisagem era cinza com concreto e asfalto, agora é necessário trazer o verde e, conseqüentemente, garantir condições para a manutenção da saúde da população e a conservação dos recursos naturais no espaço urbano. A autora também ressalta a importância da elaboração e implementação de políticas públicas voltadas à manutenção de paisagens urbanas de alto desempenho, ou seja, de áreas verdes com função de diminuir enchentes, deslizamentos, contaminação das águas, dentre outros problemas. Para tanto, os aspectos sociais e ambientais precisam ser rigorosamente observados, optando-se por práticas que visem manter ou recuperar as funções ecológicas dos ecossistemas locais e que contribuam para a melhoria da qualidade dos serviços urbanos disponibilizados à população.

Para o bom desempenho da arborização urbana e de todos os aspectos que envolvem a implantação da infraestrutura verde, são necessárias manutenções periódicas como medidas de prevenção para evitar, por exemplo, que as árvores alcancem a fiação elétrica, o que poderia causar sérios transtornos, além de representar perigo às pessoas que circulam pelas vias públicas. Nesse contexto, Martelli e Cardoso (2018) afirmam que é

preciso ter prévio conhecimento sobre as espécies plantadas para evitar que no futuro ocorram problemas com o crescimento horizontal das raízes que podem quebrar calçadas, causar danos no sistema de drenagem (meio-fio, sarjetas, obstrução de galerias etc.), ou mesmo, a queda de galhos sobre carros e pessoas.

Portanto, ressalta-se que o conhecimento técnico deve ser considerado em todas as etapas do planejamento urbano, especialmente, na elaboração do Plano Municipal de Arborização Urbana, um documento fundamental para garantir que as espécies vegetais desenvolvam suas funções ecológicas nas cidades sem causar riscos à população e, também, para diminuir os possíveis conflitos com os sistemas urbanos de infraestrutura. Na sequência, são indicados alguns cuidados que devem ser considerados no planejamento e na gestão da arborização urbana em relação às calçadas e à rede elétrica, especialmente quando suspensa.

2.3 Largura da calçada

Dentre os critérios a serem avaliados, a largura da calçada (Figura 2) possui grande relevância para analisar o tipo de árvore ou arbusto que será plantado na via pública. De acordo com as Normas Brasileira ABNT NBR 9050:2004, a largura mínima para receber o plantio de uma árvore, dita que.

“Calçadas, passeios e vias exclusivas de pedestres devem incorporar faixa livre com largura mínima recomendável de 1,50 m, sendo o mínimo admissível de 1,20 m e altura livre mínima de 2,10 m”.

Dessa forma é recomendável que a abertura do canteiro siga a medida de 0,60 m X 0,60 m, além disso, é considerada a espessura da guia de 0,10 m e por fim, a largura mínima de passeio para pedestres de 1,20 m, respeitando a norma. Sendo assim, recomenda-se o plantio de árvores em calçadas com largura mínima de 1,90 m.

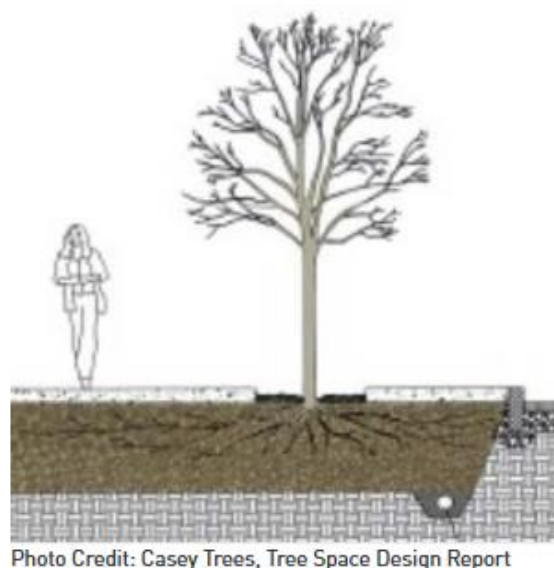


Figura 2. Representação de dimensões adequadas de calçada coexistindo com a arborização urbana

Fonte: Wieland et al. (2014).

Adicionalmente é de suma importância o estudo detalhado do município como um todo, pois, através de pesquisas planejadas há possibilidade de identificar os locais apropriados, os impróprios e os que mais necessitam de arborização. Ao conhecer os pormenores das áreas de plantio e suas limitações através de identificação da vegetação ou das árvores já existentes, das dimensões das vias, comportamento do tráfego, localização das redes elétrica, água, esgoto e tamanho de calçadas, por exemplo, as melhores escolhas de implantação da arborização urbana são elucidadas.

2.4 Rede elétrica

Após analisar a largura da calçada, segue o importante diagnóstico quanto a presença de redes elétricas suspensas. Conflitos entre árvores e redes elétricas suspensas são comuns no meio urbano, e tais interferências podem ser resolvidas através da poda ou então através da escolha adequada de mudas em momentos anteriores aos plantios.

Uma das dificuldades em harmonizar a arborização com os componentes urbanos na atualidade, principalmente com a questão do cabeamento da rede elétrica é a falta de planejamento com o porte da árvore a ser escolhida para o local de plantio.

A má escolha da espécie vegetal (Figura 3) pode potencializar a ocorrência de perigosos acidentes aos munícipes que utilizam as vias de acesso de pedestres ou cicloviárias, mesmo quando os equipamentos são os de baixas tensões. Além disso, prejuízos significativos podem ocorrer quando, por exemplo, árvores de grande porte ou mesmo galhos, em momentos de tempestades ou ventanias tombam sobre essas redes.

Assim sendo, através de um planejamento adequado, quando ocorrerem redes elétricas, as árvores a serem plantadas para coexistirem com elas, necessariamente devem ser de médio ou pequeno porte, evitando, inclusive, futuros e onerosos gastos por necessidade de frequentes podas pelo poder público.



Figura 3. Má escolha de árvore e conflito com rede elétrica

Fonte: Purcell (2015).

3. MANEJO E REMOÇÃO

A presença do meio natural se faz importante para a evolução do ser humano devido à sua existência, em grande parte, em áreas rurais. Ou seja, a realidade das sociedades em escala geológica, vivendo em áreas urbanizadas é extremamente recente.

Áreas verdes estimulam positivamente o psicológico das pessoas devido a fatores múltiplos como sons de aves, de insetos e do vento resvalando em folhagens, cores diversas das floradas, presença de odores e formatos de frutos e flores que são atrativos ao olfato e a visão, apreciação de frutos comestíveis, presença de aves, borboletas e outros seres que instigam a observação humana e possibilidade de momentos educativos.

Dentre outros fatores, a vegetação bem planejada em centros urbanos, certamente favorece a qualidade de vida de seus moradores. Por outro lado, árvores que interferem negativamente em equipamentos e edificações urbanas podem trazer riscos à segurança pública e prejuízos diversos. Por esse motivo, se faz importante o manejo adequado através de podas ou então a remoção de árvores e arbustos problemáticos, sempre idealizando uma equipe bem treinada para tal atividade.

3.1 Poda

A poda adequada de árvores, arbustos e demais elementos de jardinagem em áreas urbanas é extremamente necessária. Esse tipo de manejo consiste no corte de galhos em função de diversos fatores, como por exemplo, por interferências da copa em redes de energia elétrica e telefônica, controle fitossanitário, obstrução das sinalizações de trânsito, interrupção de passagens de carros em avenidas, dentre outros. A poda deve ser feita por pessoal treinado, de maneira correta para preservar as condições vitais da espécie e seus benefícios ambientais.

De acordo com o Manual Técnico de Poda de Árvores (2012), as árvores quando corretamente manejadas, particularmente enquanto jovens, apresentarão menor demanda de podas em suas fases adultas. Ademais, a informação do local correto para o recebimento do corte é de extrema importância para que ocorra a resposta de cicatrização e fechamento da lesão das plantas, evitando que o tecido da árvore permaneça danificado ou tenha que ser removido.

Em relação ao manejo de poda é de responsabilidade do Órgão Público Municipal Ambiental conscientizar a população sobre a importância da realização de um manejo correto e colaborar na capacitação de funcionários ou de todas as pessoas que praticam profissionalmente a poda na cidade, a fim de executar esta atividade com eficiência, segurança e qualidade.

3.2 Substituição

Cada espécie de árvore possui ciclo de vida distinto, fator este que deve ser considerado na escolha da muda a ser plantada. A fim de manter a estética, a saúde ambiental e a segurança pública, as árvores substituídas são as que apresentam problemas fitossanitários, mortas ou aquelas que estão ocasionando algum tipo de prejuízo ou risco ao patrimônio público ou privado.

Para que a qualidade ambiental proporcionada pelas árvores seja realidade, recomenda-se o plantio de novas mudas, com atenção à diversidade da flora local, sem claro, descartar as importâncias de elementos exóticos nessa prática.

Quando a supressão for alternativa final ou única, medidas de compensação devem ser observadas, de modo que a legislação ambiental vigente, especialmente de esferas estadual ou municipal sejam respeitadas. As ações desse viés sempre devem partir do órgão municipal competente, o qual necessita de um corpo técnico-profissional inserido na área de formação ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004). *Acessibilidade a edificações, mobiliário, espaços e equipamentos urbanos*. Rio de Janeiro, RJ.
- BRASIL. (2008). Ministério do Meio Ambiente. Consultoria Jurídica. *Legislação Ambiental Básica / Ministério do Meio Ambiente. Consultoria Jurídica*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, UNESCO.
- CABRAL, P. I. D. (2013). Arborização urbana: problemas e benefícios. *Revista Especialize On-line IPOG*, 1(6): 01-15.
- CORMIER, N. S.; PELLEGRINO, P. R. M. (2008). Infraestrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. *Paisagem Ambiente: ensaios*, São Paulo, 25: 125-142. Disponível em: <<http://www.espiral.fau.usp.br/arquivos-artigos/2008-Nate&Paulo.pdf>>. Acesso em 08 de novembro de 2015.
- DANTAS, I. C.; SOUZA, C. M. C. (2004). Arborização urbana na cidade de Campina Grande-PB: Inventário e suas espécies. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 4 (2).
- EPA - United State Environmental Protection Agency. (1992). *Cooling Our Communities: a Guidebook on Tree Planting and Light-Colored Surfacing*. Washington: EPA. 22p.
- EPA - United State Environmental Protection Agency. (2014). *Smart Growth and Urban Heat Islands*. Washington: EPA. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/201406/documents/smartgrowthheatislands.pdf>>. Acesso em 10 de maio de 2019.
- FARIAS, A. S. de. (2018). Infraestrutura urbana sustentável: conceitos e aplicações sob a perspectiva do arquiteto e urbanista. *Cadernos de Arquitetura e Urbanismo*, 2 (36):164-205.
- GONÇALVES, L. M. et al. (2018). Arborização Urbana: a Importância do seu Planejamento para Qualidade de Vida nas Cidades. *Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde*, 22 (2): 128-136.
- HERZOG, C. P. (2013). *Cidades para todos: (re) aprendendo a conviver com a natureza*. 1. ed. Rio de Janeiro: Mauad X: Inverde.
- JACK-SCOTT, E. et al. (2013). Stewardship success: how community group dynamics affect urban street tree survival and growth. *Arboriculture and Urban Forestry*, Champaign, 39 (4): 189-196.

- KOZOVÁ, M. et al. (2016). Network and participatory governance in urban forestry: An assessment of examples from selected Slovakian cities. *Forest Policy Economics*.
- LIMA NETO, E. M. de. (2011). Aplicação do Sistema de Informações Geográficas para o inventário da arborização de ruas de Curitiba – PR. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR. 120f.
- MASCARÓ, J. J. (2008). Significado ambiental-energético da arborização urbana. *Revista de Urbanismo e Arquitetura*, 7 (1).
- MASCARÓ, L. E. A. R.; MASCARÓ, J. J. (2005). *Vegetação urbana*. 2.ed. Porto Alegre: Mais Quatro.
- MARTELLI, A.; CARDOSO, M. M. de. (2018). Favorecimento da Arborização Urbana com a implantação do Projeto Espaço Árvore nos passeios públicos do município de Itapira-Sp. *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, 4 (13): 184-197.
- MARTELLI, A.; SANTOS, J. R.; ARNALDO R. (2015). Arborização Urbana do município de Itapira – SP: perspectivas para educação ambiental e sua influência no conforto térmico. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 19 (2): 1018-1031.
- MONTEIRO, C. A. F.; MENDONÇA, F. (2003). *Clima Urbano*. São Paulo: Contexto.
- MILANO, M. S. (1988). Avaliação quali-quantitativa e manejo da arborização urbana: exemplo de Maringá – PR. 1988. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 136f.
- PURCELL, L. (2015). *Trees and Electric Lines*. Urban Forestry Specialist, Purdue University. FNR-512-w. Expert reviewed - Purdue extension. 12p.
- ROPPA, C. et al. (2007). Diagnóstico da percepção dos moradores sobre a arborização urbana na Vila Estação Colônia – bairro Camobi, Santa Maria – RS. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 2 (2): 11-30.
- SÃO PAULO. (2012). *Manual técnico de poda de árvores*. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente.
- SCANAVACA JÚNIOR, L.; CORRÊA, R. F. M. (2014). Principais conflitos da arborização urbana em Mogi Guaçu, SP. In: Embrapa Meio Ambiente-Artigo em anais de congresso (ALICE) In: Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas, Poços de Caldas. Anais... Poços de Caldas: IFSULDEMINAS.



- VASCONCELLOS, A. A. de. (2011). Infraestrutura verde aplicada ao planejamento da ocupação urbana na Bacia ambiental do Córrego D'Antas, Nova Fraiburgo/RJ. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil. 187 p. Disponível em: <http://www.urb.puc-rio.br/dissertacao/dissertacao_andrea_araujo.pdf>. Acesso em 15 de novembro de 2015.
- WIELAND, J. et al. (2014). Seattle Department of Transportation: Seattle Department of Transportation Draft for Public Review. SDOT - December, 87p.

Capítulo
6**MEDIÇÃO DE CARBONO EM FLORESTAS URBANAS:
IMPORTÂNCIA E METODOLOGIAS**

Maurício Lamano Ferreira; Priscila de Oliveira Barbosa; Mauro Ramon; Luis Carlos Quimbayo Guzmán; Karina Gonçalves da Silva; Plínio Barbosa de Camargo

Ferreira, M. L., Barbosa, P. O., Ramon, M., Guzmán, L. C. Q., Silva, K.G., Camargo, P. B. 2019. Medição de Carbono em Florestas Urbanas: Importância e Metodologias. In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 73-107.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento das grandes cidades brasileiras e os diversos avanços tecnológicos têm atraído cada vez mais habitantes para os centros urbanos, fato que gera uma série de complicações sociais, econômicas e ambientais. Dentre as principais desordens, pode se destacar a mudança no uso do solo e conseqüentemente a alteração de processos ecossistêmicos (FOLEY et al. 2005; LAMBIN; MEYFROIDT, 2011).

Recentemente, a Organização das Nações Unidas (ONU) mostrou que a maior parte da população mundial passou a habitar centros urbanos (54%), destacando uma previsão ainda maior para o ano de 2050 (66%), sendo que o número absoluto de habitantes do planeta será superior a 10 bilhões de pessoas (ONU, 2015). Do mesmo modo, esta tendência de crescimento demográfico tem sido encontrada no Brasil. O último censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2015) reportou que em meados da década de 60 do século passado a população urbana no país era de aproximadamente 40 milhões de pessoas, ao passo que no ano de 2010 este valor ultrapassou os 160 milhões de habitantes. A cidade de São Paulo é o quarto maior centro urbano do planeta e junto a outras cidades conurbadas formam a região metropolitana de São Paulo, que atualmente é habitada por aproximadamente 21 milhões de pessoas (ONU, 2015).

Economicamente, a cidade de São Paulo apresenta o maior PIB do Brasil, o que significa maior empregabilidade e acesso a renda, capacidade de inovação e empreendedorismo. No entanto, este desenvolvimento econômico não é proporcional à estabilidade ambiental. Dentre os diversos problemas relacionados ao crescimento desorganizado da cidade se destacam o aumento da contaminação atmosférica associados

à problemas de saúde pública (SALDIVA et al. 2011; BULBOVAS et al. 2015; DOMINGOS et al. 2015), à impermeabilização do sistema edáfico (LISTO; VIEIRA, 2012), à alteração de paisagens naturais e à perda da biodiversidade local e regional (JOLY et al. 2010; TABARELLI et al. 2010).

Assim, estas desordens ambientais e outras que alteram o uso da terra apresentam potencial para alterar padrões e processos ecológicos desde o nível de populações até o de paisagem (MCDONNELL; PICKETT, 1990; ELLIS, 2011; FARAH et al. 2014). Cincota et al. (2000) chamam a atenção para o número de pessoas que vivem nas áreas denominadas *hot spots* de biodiversidade. Os autores mencionam que dos 25 *hot spots* no mundo, 16 apresentavam, no início deste milênio, densidades populacionais acima da média mundial.

Em geral, as megacidades estão consumindo elevadas quantidades de energia para a manutenção de processos industriais e domésticos e em contrapartida emitem grandes quantidades de dióxido de carbono na atmosfera. Além disso, a queima de combustível fóssil a partir da frota veicular tem sido responsável por aproximadamente três quartos das emissões de CO₂ dos últimos anos (PEARSON; PALMER, 2000). Segundo o IPCC (2014), as estimativas de emissões globais do dióxido de carbono acumuladas no período de 1750-2011 foram da ordem de 180 GtC para o desmatamento e outras mudanças no uso da terra (p. ex.: agricultura e pastagem). No entanto, ainda é pouco conhecida a contribuição da urbanização neste fluxo de carbono em regiões tropicais.

As florestas urbanas são importantes reservatórios de carbono, dado que tanto o solo quanto a vegetação estocam quantidades elevadas do elemento em suas estruturas químicas e bioquímicas, respectivamente (RUSSO et al. 2015; WEISSERT et al. 2016). Desta forma, uma condição muito importante para compreender como florestas estocam C é por meio de variações na estrutura e dinâmica arbórea dos fragmentos. Florestas com predomínio de árvores grandes estocam mais carbono na biomassa aérea do que florestas mais jovens ou em constante estado de perturbação (ALVES et al. 2010).

Este capítulo apresenta, de forma sucinta, a importância das florestas urbanas no contexto do planejamento ambiental de cidades, além de apresentar algumas metodologias fundamentais para se fazer a avaliação do carbono na dinâmica florestal.

2. IMPORTÂNCIA DO CARBONO EM FLORESTAS URBANAS

2.1 Importância do C na dinâmica florestal

A fotossíntese é indubitavelmente um dos fenômenos mais importantes da biosfera, pois ela representa a entrada de energia nos ecossistemas. Neste processo, o CO₂ se difunde pelas vias estomáticas e alcança os cloroplastos, onde finalmente ocorre a fixação do carbono. O produto dessa reação pode ser utilizado pelas vias metabólicas ou pode ser armazenado pela planta.

O balanço de CO₂ para o indivíduo vegetal envolve a fotossíntese total bruta e a respiração das folhas, ramos e raízes no mesmo período (LARCHER, 2000). O carbono que não for consumido pelo processo respiratório aumentará a matéria seca da planta e poderá, então, ser aplicado para o crescimento ou reserva. Essa aquisição de matéria seca durante o período de crescimento é definida como produtividade primária líquida (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2008; RICKLEFS, 2007).

Assim, através do processo de fotossíntese, as plantas assimilam carbono da atmosfera, inserindo-o na sua biomassa, e liberam parte do C inorgânico para a atmosfera quando respiram. Portanto, a fotossíntese e a respiração são os dois processos mais importantes no ciclo rápido do carbono, e como produto do balanço entre ambos, derivam-se a produção dos vegetais e o fluxo de energia nos ecossistemas (HABERL; GEISSLER, 2000). A produtividade primária líquida pode variar ao longo do tempo e do espaço. A variação espacial está relacionada aos fatores de clima, distribuição da vegetação e uso do solo em uma região. Por outro lado, as mudanças temporais estão relacionadas à variabilidade diurna e sazonal das condições de tempo, às mudanças da composição da atmosfera, às mudanças climáticas e redistribuição dos ecossistemas (CAO et al. 2004; NAYAK et al. 2012; POTTER et al. 2012). Outros fatores também podem influenciar na produtividade destes ecossistemas, tais como perturbação natural (RICE et al. 2004) e mudanças no uso do solo (HABERL et al. 2004).

Para que se possa compreender mais sobre os processos de dinâmica florestal é fundamental que estudos de produtividade dos ecossistemas não sejam pontuais, mas que sejam avaliados por longos prazos em parcelas pré-estabelecidas, uma vez que variações climáticas interanuais podem causar alterações na estrutura da floresta.

No Brasil, alguns biomas são responsáveis por grandes estoques do carbono. Estima-se que a floresta Amazônica possua 93 (± 23) Pg C de biomassa viva acima do

solo, sendo assim responsável por aproximadamente 30% da produtividade primária terrestre do planeta (SAATCHI et al. 2007; DOUGHTY; GOULDEN, 2008). Deve-se considerar ainda que aproximadamente 41- 47 Pg C está armazenado na sua matéria orgânica do solo (SALIMON et al. 2011). Outros biomas tropicais também apresentam números expressivos sobre este reservatório de carbono, como é o caso da floresta Atlântica, que possui aproximadamente 10 (± 3) Pg C de biomassa viva acima do solo (VIEIRA et al., 2008). Estes estoques variam ao longo das florestas tropicais devido a suas particularidades como topografia, altitude, composição e estrutura da floresta (SAATCHI et al. 2007; VIEIRA et al. 2008; ALVES et al. 2010; GIRARDIM et al. 2013).

Um dos grandes desafios atuais é compreender o padrão de produtividade primária de florestas urbanas, uma vez que estas tipologias podem servir como modelo para futuras previsões da dinâmica do C em grandes fragmentos florestais como a Amazônia e outros contínuos florestais. Isso porque, as ilhas de calor simulam prováveis condições às quais estas florestas estarão condicionadas em futuros cenários de mudanças climáticas.

2.2 Serviços Ecosistêmicos e valoração ambiental em florestas urbanas

Dentre algumas definições de Serviços Ecosistêmicos (SE), pode-se considerar que eles são "os benefícios que as populações humanas obtêm, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas", sendo este um termo bem repercutido após o trabalho de Costanza et al. (1997). Estes autores identificaram 17 categorias principais de SE, sendo que vários desses serviços ecológicos não são consumidos diretamente pelos seres humanos, mas são necessários para sustentar os próprios ecossistemas. Um exemplo bastante discutido pela comunidade científica internacional e também bem difundido no Brasil são serviços indiretos como por exemplo, a polinização de plantas e a ciclagem de nutrientes.

Dentre os diversos serviços ecosistêmicos existentes, alguns ganham destaque em áreas urbanas, tais como filtragem de ar (regulação de gás), regulação de microclima, redução de ruído (regulação de perturbação), drenagem de águas pluviais (regulação de água), tratamento de esgoto (tratamento de resíduos) e valores recreativos e culturais. Além disso, dependendo da realidade local e condições de infraestrutura, outros serviços, como a produção de alimentos e o controle da erosão, também podem ser incluídos como os mais importantes.

A literatura científica destaca que problemas ambientais urbanos tem relação direta com aspectos de saúde e qualidade de vida da população (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002) e normalmente custam caro para serem remediados. Alguns autores têm reportado a eficiência da vegetação e das áreas verdes urbanas na melhor qualidade de vida das pessoas, além dos benefícios associados a saúde física e mental dos munícipes urbanos (COHEN-CLINE et al. 2015). Com isso, pode-se entender que a ampliação de áreas de florestas urbanas pode ser uma solução para um dado problema urbano, o qual é baseado na própria natureza. Esta tipologia metodológica é denominada na literatura científica como Solução baseada na natureza, ou originalmente denominada *Nature-based Solution (NbS)*.

Outros problemas além da saúde humana e da boa qualidade de vida estão associados ao ambiente construído. Escoamento de águas pluviais e inundações repentinas ocorrem quando a cobertura de superfície impermeável aumenta com a urbanização, sendo que este problema se agrava em um cenário de maior ocorrência de extremos climáticos. Assim, entende-se que florestas urbanas podem aumentar a capacidade dos sistemas de descarga de águas pluviais urbanas e contribuir mais eficientemente para o gerenciamento de recursos hídricos das cidades. Além disso, a contaminação de corpos d'água por nitrato e fosfato podem ser atenuadas com um manejo adequado da vegetação instalada em parques lineares.

Especificamente sobre o carbono, as florestas urbanas são ótimos reservatórios do elemento e estocam C tanto nos troncos das árvores quanto nos solos. No entanto, torna-se necessário fazer um bom manejo da vegetação nestas áreas para que o fragmento aumente a sua capacidade de sequestrar o CO₂ da atmosfera pela fotossíntese das plantas.

Em termos de valoração ambiental, alguns autores têm quantificado monetariamente algumas árvores e florestas urbanas inteiras. Nowak et al. (2013) estudaram florestas urbanas de 28 cidades dos Estados Unidos, em seis diferentes Estados Norte americanos. Os autores estimaram, por meio da densidade de carbono por unidade de cobertura de árvore, que o estoque do elemento nas florestas urbanas dos EUA valia em torno de US\$50,5 bilhões e o sequestro anual do elemento pela fotossíntese das árvores foi estimado em US\$2,0 bilhões. Estes valores não contabilizam a economia de carbono no setor energético e nem as estimativas de estoque no sistema edáfico.

Na cidade de São Paulo foi realizado um trabalho de valoração ambiental no Parque do Ibirapuera. Nesta área, o inventário georreferenciado foi associado a uma planilha com localização, identificação, dimensões, biologia, características do entorno e interferências

dos indivíduos amostrados. Com esses dados foi calculado o valor biométrico, valor de espécie, valor de localização, e valor de condição de cada indivíduo do estudo. A multiplicação de fatores forneceu um índice de importância que foi transformado em moeda corrente pelos autores.

Neste estudo foram valorados todos os indivíduos de duas formas: “sem” e “com” a frequência da espécie, o que mostrou dois valores distintos, sendo um primeiro um valor do indivíduo (Vind) e o segundo um valor relativo (Vrel). A valoração da área foi estimada em R\$ 31 milhões sem considerar a frequência como um atributo dos cálculos e R\$ 94 milhões ao considerar este parâmetro ecológico.

A árvore com o maior valor monetário foi o Cedro Rosa (*Cedrela fissilis* Vell.), avaliado em R\$ 21.478,24 (SILVA FILHO; TOSSETI, 2010). Os autores concluíram que a valoração “é apenas um dos indicadores que podem ser utilizados para a avaliação de prioridade de manejo, uma vez que outros índices não são considerados nesse cálculo, como o índice de risco de queda e até mesmo a relação histórica, cultural e a percepção do frequentador do parque” (SILVA FILHO; TOSSETI, 2010).

Em um estudo mais recente, essa mesma métrica de valoração foi aplicada em uma comunidade arbórea localizada na Santa Casa de Piracicaba (SP). O estudo aliou dados biométricos e softwares de georreferenciamento. Os autores avaliaram a área verde em R\$ 1.910.488,20, apresentando valor médio de R\$ 6.368,29 por indivíduo arbóreo inventariado. Neste estudo a árvore de maior valor monetário foi *Lophanthera lactescens* DUCKE, estimada em R\$ 64.723,03 (MENDES; POLIZEL; SILVA-FILHO, 2016).

Nos EUA, Nowak et al. (2002) estimaram que as florestas urbanas de diversas cidades valem em torno de US\$ 2,4 trilhões. A metodologia utilizada pelos autores visou à quantificação de CO₂ capturada pelas árvores urbanas, além de outras funções florestais como mitigação da poluição do ar. Somente em Chicago, as florestas urbanas foram responsáveis pelo sequestro de 155.000 toneladas de C por ano pelo fenômeno da fotossíntese. As quase cinco milhões de árvores da cidade de Nova York, EUA, foram responsáveis por retirar um total de 42.300 toneladas de carbono inorgânico da atmosfera, transformando o CO₂ em carbono orgânico, o qual foi alocado na construção de tecidos vegetais pelas árvores, associando a esse serviço um total de US\$ 779 mil por ano (NOWAK; CRANE; DWYER, 2002).

Além da valoração ambiental, deve-se considerar que a cobertura vegetal também está associada a especulação imobiliária. Os valores econômicos desses benefícios, no entanto, são pouco reconhecidos e muitas vezes ignorados pelos proprietários e

planejadores. Uma modelagem de preço de propriedades hedônicas para estimar o valor da cobertura urbana foi utilizada em Dakota e Ramsey County, EUA, predizendo o valor da habitação como uma função de variáveis estruturais, de vizinhança e ambientais, incluindo cobertura de árvores. Um aumento de 10% na cobertura florestal a uma distância de 100 m do imóvel foi responsável pelo aumento do preço médio de venda de uma casa em U\$ 1.371 (0,48%) e em 250 m do imóvel o valor aumentou a venda em US\$ 836 (0,29%). Em um modelo que inclui tanto termos de cobertura de árvores lineares quanto quadrados, a cobertura de árvores dentro de 100 m e 250 m aumenta o preço de venda para 40-60%. Esses resultados sugerem efeitos positivos significativos para a cobertura de árvores de vizinhança, por exemplo, para o sombreamento e a qualidade estética de ruas arborizadas, indicando que a cobertura de árvores fornece externalidades de vizinhança positivas (SANDER; POLASKY; HAIGHT, 2010).

Com isso, presume-se que entender o valor de uma floresta urbana pode dar aos tomadores de decisão (*stakeholders*) uma base melhor para a planos de manejo e conservação nas cidades.

2.3 Resiliência urbana e mitigação de gases de efeito estufa

Alguns estudos predizem que ao longo deste século os cenários de mudanças climáticas alterarão padrões de temperatura e precipitação ao redor do mundo, com expressivo aumento da frequência e intensidade das tempestades e aumento do nível do mar. As áreas urbanas, em particular, terão que enfrentar o grande desafio de se adaptarem para tais cenários, dado que alguns problemas já se tornam recorrentes em algumas grandes cidades, tais como ondas de calor mais longas e quentes; aumento dos impactos na ilha de calor urbana, aumento de vetores e disseminação de doenças relacionadas à variação térmica; tempestades mais intensas e maior inundação fluvial; maior frequência e intensidade de transbordamento de esgoto; secas mais prolongadas e maior escassez de abastecimento de água (FOSTER et al. 2011).

O papel dos bens e serviços ecossistêmicos na adaptação inócua à variabilidade e mudança climática recebeu um reconhecimento renovado. A adaptação baseada em ecossistemas (AbE) é uma abordagem antropocêntrica, na qual os serviços ecossistêmicos são conservados ou restaurados para reduzir a vulnerabilidade de pessoas que enfrentam ameaças de mudanças climáticas. Alguns exemplos de tais adaptações podem ser a restauração de áreas de manguezais para a proteção de assentamentos costeiros contra

tempestades e ondas, além da conservação de remanescentes florestais para redução do risco de inundação (PRAMONA et al. 2012).

Assim, entende-se que as florestas urbanas em cidades de médio e grande porte são elementos da paisagem que contribuem muito mais para o ambiente urbano do que apenas na manutenção da biodiversidade. Isso porque, apresentam papel fundamental na adaptação destes ambientes construídos à futuros cenários de extremos climáticos, os quais oneram os cofres públicos e intensificam o padrão de desigualdade socioambiental estabelecido em cidades brasileiras.

Souza (2019) mostrou que os solos de quatro florestas urbanas da cidade de São Paulo possuem elevada capacidade de armazenar carbono e nitrogênio e baixa emissão de CO₂, CH₄ e N₂O para a atmosfera, denotando assim a importante função deste compartimento no estoque de elementos que compõem os gases de efeito estufa. Este e outros resultados científicos fomentam a hipótese de que florestas urbanas podem ser ótimos instrumentos de adaptação das cidades contra efeitos adversos do crescimento desorganizado e das mudanças climáticas.

3. METODOLOGIAS PARA MENSURAÇÃO DO CARBONO EM FLORESTAS URBANAS

3.1 Mensuração do carbono na biomassa aérea

A biomassa, ou densidade de biomassa, quando expressa em peso seco por unidade de área é uma variável útil para comparar os atributos estruturais e funcionais dos ecossistemas em uma amplitude de condições ambientais, além de ser essencial para estimar os estoques de carbono em florestas tropicais (PYLE et al. 2008; VIEIRA et al. 2008; ALVES et al. 2010; LIMA et al. 2012).

Mais de 50% do carbono em alguns contínuos de florestas tropicais está na forma de biomassa de madeira, troncos de árvores, galhos e raízes (KELLER et al. 2001), sendo que para tais informações de biomassa, é viável que se utilize dados de inventários florestais (NOGUEIRA et al. 2008). Deve-se ressaltar que diferentes métodos têm sido aplicados em estudos de biomassa, dentre os quais podem se destacar os métodos diretos e indiretos.

Os métodos diretos, chamados de destrutivos, se caracterizam por derrubar todos os indivíduos da área amostral (MOREIRA-BURGER; DELITTI, 2010), a fim de

quantificar sua matéria "verde". Já os métodos indiretos utilizam-se de modelos matemáticos ajustados, para uma determinada área ou região, levando-se em conta as similaridades das características das unidades fitoecológicas (MATOS, 2006). Andrade e Higuchi (2009) utilizaram um modelo especial de equação alométrica para estimar a biomassa aérea de quatro espécies arbóreas de Terra Firme da Amazônia Central e observaram que o peso por elas estimado foi próximo ao peso real, ou seja, obtido por metodologias destrutivas, destacando assim a confiança do método. As estimativas de biomassa acima do solo podem variar com a composição florística, altura das árvores, área basal, densidade da madeira e a estrutura da vegetação em uma área. Porém, o diâmetro à altura do peito (DAP) é a variável mais comumente usada e amplamente disponível para calcular a biomassa (CLARK et al. 2002; RICE et al. 2004; PYLE et al. 2008; MOREIRA-BURGER; DELLITTI, 2010; ALVES et al. 2010).

Um trabalho de bastante repercussão sobre sequestro de carbono em florestas tropicais na região Amazônica foi o de Phillips et al. (1998) na qual os autores sugeriram, por meio de metodologia alométrica, um aumento de biomassa na floresta Amazônica em decorrência do aumento de CO₂ atmosférico. Porém, ao analisar os dados de Phillips et al. (1998), Clark (2002) destacou a importância de se padronizar os métodos de medição de árvores em parcelas permanentes e suas implicações nas estimativas da dinâmica da biomassa em florestas tropicais, mesmo que alguns autores já houvessem manifestado razões que pudessem interferir em tais medidas, como por exemplo o tamanho da parcela, o tipo de floresta ou os componentes a serem mensurados (BROWN et al. 1992). Esta condição de “fertilização atmosférica” por CO₂ tem sido motivo de debate e diferentes opiniões na comunidade científica (PHILLIPS et al. 1998; BAKER et al. 2004; CLARK, 2002; PHILLIPS; LEWIS; BAKER, 2008; CLARK; CLARK; OBERBAUER, 2010).

Um atributo indispensável em avaliações de biomassa é que estudos sejam feitos em escalas de tempo e espaço relativamente grande, pois anomalias climáticas como variações no regime de chuvas podem ocorrer e alterar pontualmente os padrões de alocação de carbono.

Phillips et al. (2004) concluíram após um estudo de 25 anos (1976-2001) que a produtividade e consequentemente o aumento de biomassa das florestas da região Amazônica está sendo estimulado por mudanças ambientais generalizadas. Por outro lado, Chave et al. (2003), após concluírem um estudo de 15 anos (1985-2000) no Panamá, não encontraram nenhum aumento estatisticamente significativo na biomassa acima do solo. Clark et al. (2003) encontraram redução da taxa de crescimento em seis espécies de

dossel durante 1984-2000 em um estudo em floresta tropical na América Central, Costa Rica. Embora os valores de biomassa diverjam entre os diferentes grupos de pesquisa, os autores basicamente argumentam que variações nas forçantes climáticas são as principais responsáveis pelos valores obtidos.

Alguns estudos pioneiros na Mata Atlântica estimaram a biomassa presente no bioma, como é o caso de Burger (2005), Rolim et al. (2005), Vieira et al. (2008) e Alves et al. (2010), porém pouco se conhece sobre sua dinâmica neste bioma. Ribeiro et al. (2009) verificaram o potencial de produção de biomassa e estocagem de carbono em uma floresta estacional semidecidual montana, na região de Minas Gerais, utilizando métodos não destrutivo. Observaram um considerado potencial de produtividade primária na floresta e destacaram a importância da floresta Atlântica no sequestro e fixação do carbono.

Dentre os modelos alométricos utilizados em florestas tropicais brasileiras, pode-se destacar os modelos alométricos de Arevaldo et al. (2002) [Equação 1] e Tiepollo et al. (2002) [Equação 2], que foram baseados apenas no DAD como variável independente. Existe ainda o modelo alométrico adotado por Scatena et al. (1993) [Equação 3], que utilizaram DAP e altura como variáveis independentes. Alguns modelos alométricos mais robustos podem ser os propostos por Chave et al. (2005) [Equação 4] que utilizaram densidade de madeira de árvores e DAP como variáveis independentes e o de Chave et al. (2014) [Equação 5], que adotaram DAP, altura e densidade de madeira de árvores como variáveis independentes. É importante destacar que o modelo de Chave foi elaborado recentemente com dados de diferentes florestas tropicais (Chave et al. 2014). As equações dos modelos utilizados são apresentadas abaixo (equações 1, 2, 3, 4 e 5):

$$\langle AGB \rangle_{est} = (0,1184 * D^{2,53}) \quad [\text{Eq.1}]$$

$$\langle AGB \rangle_{est} = 21.297 + (-6.953)(D) + 0.740(D)^2 \quad [\text{Eq.2}]$$

$$\langle AGB \rangle_{est} = \exp(-3.282 + 0.95(\ln(D)^2 * H)) \quad [\text{Eq.3}]$$

$$\langle AGB \rangle_{est} = \rho \times \exp(-1.499 + 2.148 \ln(D)) + 0.207(\ln(D))^2 - 0.0281(\ln(D))^3 \quad [\text{Eq. 4}]$$

$$\langle AGB \rangle_{est} = 0.673 * (\rho D^2 H)^{0,976} \quad [\text{Eq. 5}]$$

Embora nenhum destes modelos tenham sido elaborados especificamente para florestas urbanas, eles podem ser aplicados dependendo da localização do fragmento em questão.

3.2 *Uso de bandas dendrométricas na avaliação da biomassa aérea*

Uma das deficiências metodológicas mais comuns em estudos de incremento diamétrico arbóreo é a localização exata do ponto de medição (*point of measurement*) do diâmetro de árvores, sejam elas com irregularidades ou protuberâncias ao nível do peito (1,30m) ou não. Neste caso, a incorreta posição do ponto de medição pode resultar no aumento da variação e na distorção de importantes parâmetros, como o diâmetro e a área basal (CLARK et al. 2002). Erros dessa natureza podem resultar em estimativas desproporcionais da dinâmica, biomassa e estoque de carbono de uma floresta tropical. Os protocolos de parcelas permanentes recomendam então que árvores que apresentam tais irregularidades ou que possuem raízes tabulares devem ter seu ponto de medição realocado para uma posição acima das irregularidades (CLARK; CLARK, 2000). No caso de árvores com raízes tabulares, a metodologia mais indicada é usar escadas para alcançar o final da raiz tabular e realizar a medida acima deste ponto (CLARK et al. 2002).

Uma forma de alcançar tais medições sem variações do ponto de medição é com a utilização de bandas dendrométricas, que em estimativas de crescimento arbóreo tem obtido relativo sucesso em regiões tropicais (SILVA et al. 2002; VIEIRA, 2003; CHAGAS et al. 2012; GLINIARS et al. 2013; ROWLAND et al. 2014). As vantagens observadas com essa metodologia variam desde a facilidade na leitura de dados, até o baixo risco de danos que oferece ao caule e câmbio da árvore (KEELAND; SHARITZ, 1993). Porém, a principal desvantagem é que nos primeiros quatro meses de observações, as medições com bandas podem tender a subestimar o crescimento em diâmetro de algumas plantas (RICE et al. 2004). Entretanto, Keeland e Sharitz (1993) sugeriram que, em regiões onde as estações do ano são bem definidas, a subestimativa de medidas de diâmetro, pode ser atribuída à falta de crescimento em uma determinada época, o que provoca o relaxamento dos encaixes (molas) de instalação das bandas, fato que se difere, em partes, das florestas tropicais.

Um fator muito importante que essa metodologia oferece é a maior precisão em padrões sazonais de incremento diamétrico arbóreo, principalmente em um momento em que se discute a maior frequência de eventos climáticos extremos em regiões tropicais, como na região sudeste do Brasil (MARENGO; VALVERDE, 2007).

O uso de bandas dendrométricas (Figura 1) pode subsidiar uma série de informações estruturais da floresta, bem como fornece respostas individuais de crescimento intra e interanuais a fatores meteorológicos. Isso favorece a interpretação

para um bom manejo da área e dá condições de se propor políticas mais adequadas de conservação.

Além destas bandas confeccionadas a partir de fita de aço inoxidável (Figura 1), alguns modelos automáticos de alta precisão também têm sido utilizados, principalmente em regiões temperadas (TABUCHI; TAKAHASHI, 1998).

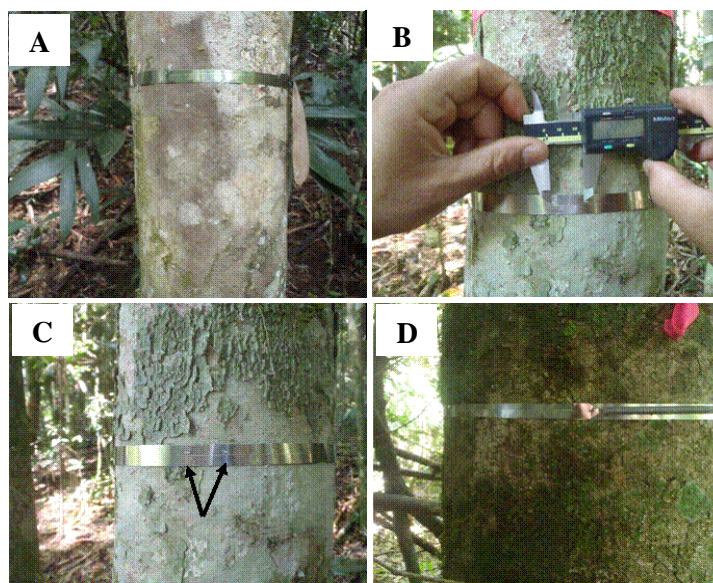


Figura 1. Bandas dendrométricas instaladas em árvores com até 30 cm de diâmetro. A) Banda instalada num caule limpo. B) Mola promovendo o estiramento da banda dendrométrica. C) Detalhe da “janela” onde os furos se distanciam com o crescimento da árvore. D) Medição com paquímetro digital.

Fonte: Autores.

Apesar de existir na literatura científica alguns trabalhos que relatam o crescimento arbóreo a partir de bandas dendrométricas na floresta Amazônica (SILVA et al. 1996; VIEIRA, 2003; SILVA et al. 2002; CHAGAS et al. 2012), muito pouco se conhece sobre o monitoramento desse parâmetro em outras florestas tropicais, especificamente em florestas urbanas das diversas cidades brasileiras.

Para maiores esclarecimentos de como confeccionar e instalar uma banda dendrométrica, um guia prático está anexado na tese de doutorado de Maurício Lamano Ferreira, intitulada "*Incremento diamétrico arbóreo em diferentes grupos funcionais e produção de serapilheira em duas florestas tropicais brasileiras*", realizada no Centro de Energia Nuclear da Universidade de São Paulo.

3.3 Mensuração do carbono na serapilheira (produção e decomposição)

O solo das florestas tropicais é muito pobre em termos de nutrientes e depende da ciclagem do material orgânico como principal fonte de adubação. Esse fato se explica basicamente pela taxa de decomposição que ocorre nestes ecossistemas associada à lixiviação que ocorre ao longo do tempo (SILVA et al. 2009). A fertilidade do solo em regiões tropicais pode variar de acordo com a latitude e com a altitude. Martins (2010) reportou variação na fertilidade de solo ao longo de um gradiente de elevação em parte da floresta Atlântica. A autora observou que nos sítios mais baixos (0 a 100m de altitude), o solo era mais pobre do que em regiões mais altas (400 a 1000m). Porém, a produção de serapilheira foi maior em baixas altitudes. Luizão et al. (2004), em um experimento realizado em três tipos diferentes de topografias na Amazônia observaram menor concentração de C e N na área de várzea, quando comparados ao platô e baixio. Os autores concluíram que a topografia provavelmente influenciou na distribuição dos elementos.

O *status* nutricional do solo é uma resposta direta da produção e decomposição da serapilheira, a qual é compreendida como a camada de folhas, frutos, flores e matéria orgânica morta acumulada no solo das florestas. Esses componentes podem variar de acordo com a dinâmica de cada floresta e podem apresentar variações sazonais de produção, embora os fragmentos de florestas tropicais geralmente apresentam produção contínua. A quantidade de biomassa morta produzida por hectare está também relacionada à densidade e diversidade de árvores do local (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2001).

Este compartimento biótico apresenta papel fundamental para a manutenção da floresta por meio da ciclagem de nutrientes. Além disso, ela também diminui a erosão do solo (MORAES; CAMPELLO; PEREIRA; LOSS, 2008) e funciona como banco de sementes, que representam o estoque de sementes não germinadas fora das condições adequadas (SOUZA; VENTURIN; GRIFFITH; MARTINS, 2006). Um atributo essencial da serapilheira na dinâmica florestal se relaciona à recuperação de áreas degradadas, dado que o aporte nutricional e a transferência de matéria entre a planta e o solo ocorrem quase que exclusivamente por essa via (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003; ALMEIDA, 2016).

Alguns autores têm demonstrado que a quantidade total de serapilheira em florestas tropicais pode variar em função da latitude e altitude (ZHOU et al. 2006; NETO, 2011; SILVA et al. 2009). Desta forma, torna-se importante a compreensão da dinâmica no

aporte e decomposição de serapilheira em florestas tropicais para que se possa interpretar melhor o funcionamento da biomassa aérea nestes ecossistemas.

Pelo fato de a serapilheira representar um grande banco transitório de nutrientes, ela pode interferir na composição das espécies e na dinâmica das comunidades, além de desempenhar um papel fundamental na transferência de energia entre os níveis tróficos (SAMPAIO et al. 2003). É possível encontrar maior contribuição deste material decíduo em ecossistemas florestais em estágios iniciais de sucessão, fato que diminui à medida que a comunidade alcança o estágio tardio (DICKOW et al. 2012).

Estágios tardios de sucessão de uma comunidade também apresentam maior velocidade de decomposição da matéria orgânica (RIUTTA et al. 2012) que varia conforme a composição do substrato, atividade dos decompositores e das condições ambientais (PIRES et al. 2006). Alguns fatores ambientais podem influenciar na decomposição do material biológico, como por exemplo, velocidade de vento, umidade, temperatura (SALINA et al. 2011; VASCONCELLOS et al. 2012).

Para se medir a serapilheira, normalmente se espalham coletores circulares de aproximadamente 70 cm de diâmetro, telados e fixados com suportes feitos a partir de canos de PVC. As bases de PVC podem ser fixadas no coletor apenas na hora da instalação dos mesmos com aproximadamente 70 cm de altura do chão ou mais, a fim de se evitar a decomposição prévia do material (FERREIRA et al. 2014).

A coleta do material decíduo normalmente ocorre uma vez por mês, porém, o ideal é que esta periodicidade seja quinzenal e abranja pelo menos quatro estações de um ano. Após coletado, o material deve ser condicionado, preferencialmente, em sacos de papel pardo e devidamente identificado (normalmente se coloca o número do coletor e o mês ou quinzena respectiva da coleta).

Prezando pela qualidade dos dados, caso algum coletor se encontre danificado no ato da coleta, o ideal é descartar o material e consertar o coletor para as amostras do mês seguinte. Os coletores devem permanecer na mesma área durante toda o estudo de produção de serapilheira.

A próxima etapa é secar o material decíduo a uma temperatura de 45° C em estufa por uma semana ou até atingirem peso constante. Em seguida, as amostras devem ser triadas em frações de folhas, galhos, partes reprodutivas (flores, frutos, florescência) e miscelânea (partes de insetos, e estruturas não identificadas). Cabe destacar que galhos com mais de dois centímetros de diâmetro devem ser descartados, pois esta metodologia é da serapilheira fina, e tais dimensões de material orgânico entra na avaliação de madeira

morta (ver a seguir). Depois de separadas, as frações devem ser pesadas em balanças analíticas ou semi-analítica, com precisão de pelo menos duas casas decimais. A Figura 2- A mostra um coletor de serapilheira disposto no interior de uma floresta urbana de São Paulo.

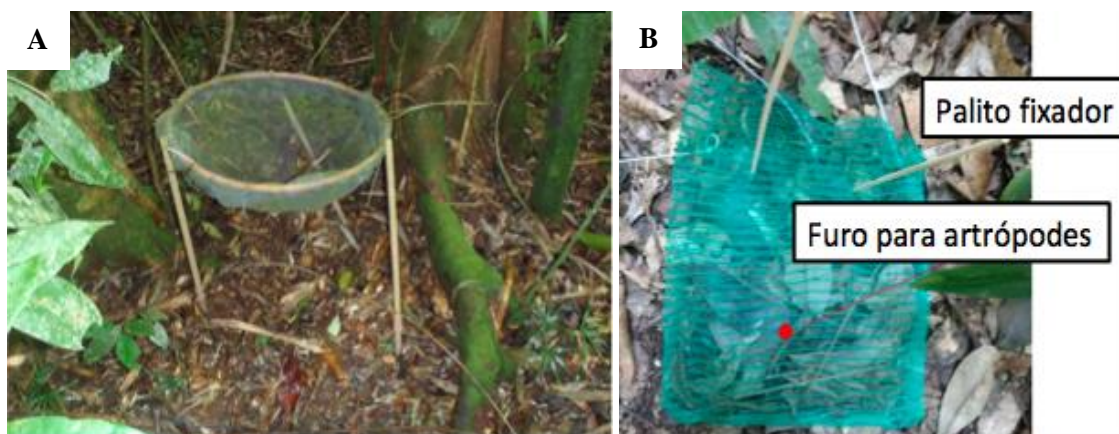


Figura 2. Artíficios utilizados na avaliação da produção (A) e decomposição (B) de serapilheira.

Fonte: Autores.

Para calcular a produção anual de serapilheira, um modelo utilizado é o de Lopes et al. (2002):

$$PAS = (\Sigma PMS \times 10.000) / Ac, \text{ onde:}$$

PAS = Produtividade anual de serapilheira ($\text{Kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$);

PMS = Produtividade mensal de serapilheira (Kg mês^{-1});

Ac = Área do coletor (m^2).

Apenas para elucidar o valor “10.000” encontrado no modelo, este número se refere à 10 mil m^2 , ou seja, 1 hectare (ha), unidade amplamente utilizada pela comunidade científica em estudos de serapilheira e carbono.

Alguns trabalhos em florestas urbanas da região sudeste do Brasil mostraram valores de produção anual na faixa de $5,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ (FERREIRA et al. 2014). Santos (2014) encontrou $8,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ em um trecho preservado de floresta urbana localizado no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, região Sul da capital paulista. No entanto, Ferreira e Uchiyama (2015) encontraram aproximadamente $3,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de serapilheira em uma floresta urbana na região de Ibiúna, uma cidade localizada logo após o fim da região metropolitana de São Paulo. Para o bioma Mata Atlântica, Martnelli, Lins e Santos-Silva, (2017) mostraram, por meio de um trabalho de compilação de 105

estudos, um valor médio de $8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Cabe destacar que valores de produção anual de serapilheira em florestas tropicais podem variar de 2 a $12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A decomposição da serapilheira é um processo ecossistêmico fundamental para a ciclagem dos nutrientes. Existem alguns métodos para se avaliar a taxa de decomposição, porém, uma metodologia amplamente aceita e utilizada é a técnica das sacolas de decomposição, ou simplesmente “*litterbags*”.

Devido à grande quantidade de macronutrientes que caem com as folhas durante a deciduidade do órgão, a folha recém caída tem uma taxa de decomposição bastante elevada nos primeiros dias e meses, sendo que com o passar do tempo sobram materiais mais resistentes na folha, como por exemplo a lignina e celulose. Com isso, a taxa de decomposição diminui e o modelo exponencial de decaimento é o que tem sido amplamente demonstrado para explicar esta perda de matéria orgânica.

Baseado nestas características, o autor do estudo deve fazer o delineamento amostral pensando no tempo que o material para decomposição ficará em campo, e também no número de réplicas que ele deseja expor para se alcançar confiança estatística na análise dos dados.

Um número razoável de sacolas de decomposição pode ser entre 8 e 12 exemplares mensais, com valor médio satisfatório de 10. Caso o estudo seja feito por seis meses, o autor deve, no início do trabalho (ou seja, no tempo zero), expor 60 sacolas de decomposição.

Estas sacolas são feitas de náilon, conforme mostra a Figura 2-B, com 2 mm de malha e dimensão de 25x25 cm. Dentro de cada sacola de decomposição são colocados 10 g de serapilheira mista, ou se preferir, apenas folha, pois esta fração representa aproximadamente 70% do material total decíduo em florestas tropicais. Por precauções contra eventuais deslocamentos das sacolas, sugere-se que estas sejam fixadas no solo com o auxílio de palitos de madeira.

Para permitir a entrada de artrópodes e a conseqüente fragmentação da serapilheira, sugere-se a realização de cinco furos de aproximadamente 1 cm de diâmetro cada (RIUTTA, 2012; MORENO; ROSSETTI; PÉREZ-HARGUINDEGUY; VALLADARES, 2017).

Após a exposição das sacolas no tempo zero, o autor deve esperar um mês para fazer a primeira coleta. Após coletar as 10 sacolas de decomposição, o material deve ser levado a laboratório, condicionado em sacolas de papel e levadas à estufa para serem secas a 45° C por uma semana ou até atingirem peso constante. Caso o autor deseje fazer

análise química do material decomposto, antes de levar a serapilheira à estufa, ele deverá lavar o material biológico em água corrente por cinco minutos.

Após seco, o material é pesado para a obtenção da massa remanescente e o valor é colocado na seguinte equação:

$$\% \text{ Re} = (M0/MR) \times 100, \text{ onde:}$$

Re = Percentual de massa remanescente;

M0 = Massa seca inicial;

MR = Massa remanescente do folheto.

Para fins de obtenção da constante de decomposição (k), o autor do estudo pode utilizar o seguinte modelo:

$$X_t = X_0 e^{-kt}, \text{ onde:}$$

X_t = Massa seca do material;

X₀ = Massa seca colocada nas sacolas de decomposição no tempo zero (sugere-se 10 gramas);

e = Base dos logaritmos naturais;

T = Tempo decorrido da coleta e K é a constante de decomposição que se busca.

Em geral, florestas tropicais apresentam maiores valores de k do que florestas temperadas.

Para se calcular o tempo de decomposição de 50% (0,5) e 95% (0,05) da serapilheira, alguns modelos amplamente utilizados podem ser aplicados ao estudo (FERREIRA et al. 2014), conforme equações abaixo:

$$T_{0,5} = \ln(2)/K \quad ; \quad T_{0,05} = 3/K$$

Alguns trabalhos em florestas urbanas de São Paulo têm mostrado aproximadamente 300 dias para decompor 50% do material decíduo e quase três anos para decompor 95% do total de serapilheira (FERREIRA et al. 2014).

3.4 Mensuração do carbono na madeira morta (produção e estoque)

A madeira morta (MM) é um componente estrutural das florestas, que pode estocar uma quantidade importante de carbono nestes ecossistemas (CHAO, 2009). De fato, sob condições de funcionamento normal entre 7% e 20% do total do carbono da biomassa das florestas maduras corresponde a madeira morta (DELANEY, 1998; OLAJUYIGBE, 2011). As políticas internacionais já estão considerando a importância de quantificar este componente dos ecossistemas florestais. Efetivamente, mudanças no estoque de carbono

em madeira morta devem ser reportadas segundo o Protocolo de Kyoto e a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (CQNUMC) (IPCC, 2006; OLAJUYIGBE, 2011).

Em florestas tropicais têm sido reportados estoques desde 1,3 Mg C ha⁻¹ (Megagramas de carbono por hectare) numa floresta seca na Venezuela (KAUFFMAN et al. 1988), até 43,3 Mg C ha⁻¹, numa floresta amazônica madura de terra firme, que estava-se recuperando após um período de alta mortalidade (RICE, 2002). No caso da mata atlântica pode haver até 7,4 Mg C ha⁻¹ estocados em forma de MM, particularmente na Floresta Ombrófila Densa Montana (QUIMBAYO, 2014).

A MM se encontra em forma de árvores mortas em pé e troncos ou galhos caídos. Esta diferença na posição da MM tem repercussões ecológicas; árvores mortas em pé são usadas como local de aninhamento para algumas aves (e.g.: família Picidae), enquanto MM caída é usada como refúgio por diversos grupos de vertebrados, como anfíbios, répteis e pequenos mamíferos. Também altera positivamente as condições edáficas, mantendo a umidade e incorporando-se ao solo nos estágios finais do processo de decomposição.

O tamanho é outro critério de classificação da MM. Geralmente ela é dividida em duas categorias de tamanho de acordo com o diâmetro: MM grossa com diâmetro maior a 10 cm e MM fina com diâmetro entre 2 e 10 cm. Qualquer galho com diâmetro menor a 2 cm é considerado serapilheira, devido a sua maior superfície de contato e rápida taxa de decomposição, atributos mais próximos à serapilheira do que à mesma MM.

O método de parcelas (HARMON; SEXTON, 1996) pode ser usado para quantificar tanto MM caída, quanto em pé. Consiste em medir todos os elementos de interesse dentro de uma parcela de tamanho conhecido, como mencionado na seção “Mensuração de carbono na biomassa aérea”. Para MM caída é necessário medir o diâmetro basal (maior), o diâmetro distal (menor) e o comprimento das peças de MM dentro da parcela, a partir desses valores é possível estimar o volume de cada peça mediante a equação do volume de um cone truncado:

$$V = 1/3 * \pi * h * (R^2 + R*r + r^2), \text{ onde:}$$

V = Volume da peça de MM;

h = Altura do cone (comprimento da peça de MM);

R = Raio maior;

r = Raio menor.

Para quantificar MM em pé, devem ser registrados a altura total e o diâmetro altura do peito (1,30 m de altura) das árvores mortas, a partir desses valores é possível estimar o volume de cada indivíduo mediante uma equação alométrica. Árvores sem folhas poderiam ser árvores vivas em fase decídua, por tanto é necessário verificar se o câmbio abaixo da casca está vivo. Para indivíduos que apresentem deformidades a 1,30 m, o ponto de medição deverá ser realocado no ponto mais próximo onde não haja deformidades (JOLY et al. 2012).

Outro método amplamente usado para quantificar MM caída é o método de linhas de interceptação (em inglês *line intersect method* ou planar *intercept method*) consiste em instalar linhas de comprimento conhecido e medir o diâmetro das peças interceptadas por esta linha (VAN WAGNER, 1982). A partir desta informação é possível estimar o volume de MM caída por unidade de área mediante a seguinte equação:

$$V = (\pi^2 \Sigma(dn)^2) / 8 L, \text{ onde:}$$

$$V = \text{Volume de MM em m}^3 \text{ ha}^{-1};$$

$$d = \text{Diâmetro em cm da peça no ponto de interceptação;}$$

$$L = \text{Comprimento da linha em m.}$$

Os métodos mencionados até agora são úteis para estimar volume de MM. É possível estimar a massa multiplicando o volume pela densidade de cada peça. A densidade da MM diminui enquanto avança o processo de decomposição, por tanto é possível classificar a MM de acordo com seu grau de decomposição e usar este parâmetro como um indicativo da densidade de cada peça. Em florestas tropicais têm sido utilizadas as categorias de grau de decomposição (GD) adotadas por Keller et al. (2004):

GD 1- Madeira sólida com folhas ou pequenos galhos ainda presos.

GD 2- Madeira sólida com casca intacta, mas sem folhas ou galhos.

GD 3- Madeira com cerne sólido, no entanto o alburno já está sendo decomposto.

GD 4- Madeira podre, frágil e que pode ser quebrada se chutada.

GD 5- Madeira podre e frágil. Pode ser facilmente quebrada se apertada com as mãos.

É necessário realizar amostragens em cada área de estudo para identificar a densidade de cada GD no local, pois a densidade de cada GD varia de acordo com a comunidade vegetal.

A produção de MM é definida como a entrada de MM no sistema ao longo do tempo. É constituída pela mortalidade (incluído árvores que morrem em pé e árvores que

são quebradas ou caem com a raiz exposta) e a produção não letal (galhos quebrados, mas a árvore continua viva). Para quantificar a produção, podem ser usados os mesmos métodos descritos acima. É necessário instalar permanentemente as parcelas e as linhas de interceptação para monitorar exatamente os mesmos locais. Também é necessário marcar todos os elementos (árvores mortas em pé, galhos e troncos caídos) em cada levantamento, para identificar no seguinte levantamento quais elementos ingressaram ao sistema no período de tempo avaliado. É recomendável realizar acompanhamento da área de estudo por pelo menos um ano (em estudos florestais usualmente é apresentada em unidades de $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) mas quanto mais tempo, melhor. Existem estudos que têm acompanhado a produção de MM durante décadas (HARMON et al. 1986).

3.5 Mensuração do carbono no solo

Os solos de florestas tropicais são ótimos reservatórios de carbono e nitrogênio. Dependendo das características de estrutura e textura, o solo pode ter maior ou menor capacidade de estocar carbono.

A serapilheira é o compartimento que mais contribui para o enriquecimento de C no sistema edáfico, sendo responsável pelo aporte de 60 toneladas de carbono por ano em regiões tropicais (ALMEIDA, 2008; MARTINS, 2010), porém, não se deve descartar prováveis contribuições das emissões antrópicas. Deve-se ressaltar que a quantidade de serapilheira produzida por uma floresta, bem como a sua característica nutricional está associada às demandas da comunidade biológica que a envolve, sendo que em habitats tropicais há um eficiente sistema de ciclagem de nutrientes pela biota vegetal (VITOUSEK, 1982; 1984; BOCCUZZI, 2017).

Este eficiente mecanismo de ciclagem biogeoquímica promove um equilíbrio na estequiometria dos solos, onde excessos e déficits de nutrientes são responsáveis pela caracterização fitogeográfica de uma dada região. Ren et al. (2016) detalharam que a estequiometria ecológica se dá principalmente por nutrientes como o carbono, nitrogênio e fósforo, cujo fluxos são regulados pela comunidade microbiana do solo.

Em organismos decompositores, as relações estequiométricas de carbono e nitrogênio (C:N) são de 10:1 e Carbono e Fósforo (C:P) são de 100:1 (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; ODUM, 1988).

A razão carbono nitrogênio no solo serve como indicação de limitação de N para a produtividade das florestas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). No entanto, deve-se considerar que Chapin et al. (2002) mencionam que há incertezas sobre a proporção da razão C:N na taxa de decomposição, apesar de muitos modelos biogeoquímicos utilizarem tal razão quando diferentes tipos de ecossistemas são comparados.

Em geral, pode-se considerar que solos de florestas tropicais são mais profundos, ácidos, ricos em níveis de nitrogênio (dependendo da composição florística) e deficientes em fósforo (CARPENTER; BOCKHEIM; REICH, 2014). Solos argilosos apresentam maior retenção da matéria orgânica e consequentemente acumulam maiores teores de C.

Devido ao seu grande potencial em armazenar carbono orgânico e inorgânico, os solos são ótimos reservatórios do elemento e contribuem significativamente para os fluxos no sistema solo-atmosfera, tendo assim importante papel na regulação do clima.

Os estudos de carbono no sistema edáfico são bastante antigos e em decorrência disso há diversas metodologias para se avaliar o elemento no solo. No entanto, uma boa estratégia para se analisar a concentração de C em solos é por meio de uma boa seleção de pontos amostrais, de modo que a área de estudo consiga ser representada no trabalho. Em geral, a amostra de solo deve ser retirada em profundidades distintas, dependendo do objetivo do estudo. Uma forma clássica de coleta é por meio de aberturas de trincheiras e análise em diferentes horizontes do solo.

No entanto, muitos trabalhos que envolvem o carbono no objetivo principal se atentam nos 30 cm iniciais do solo. Em geral, a divisão do ponto de coleta ocorre por meio de classes de profundidade, por exemplo, faixa entre 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm e assim por diante (RAMON, 2018). A coleta do material edáfico deve ser feita, preferencialmente, no meio da faixa de profundidade e a amostra deve ser acondicionada em sacos devidamente identificado após a coleta. A Figura 3 detalha as etapas de abertura de trincheira e coleta de solos, em que primeiramente há a remoção de serapilheira para o início do processo de coleta das amostras de solos (Figura 3-A); em seguida há a coleta de amostras de solos para ensaio de granulometria, com a utilização do trado holandês (Figura 3-B); após, há a retirada da amostra do solo e colocação em saco plástico devidamente identificado (Figura 3-C) - a Figura “D” mostra a organização do espaço de coleta, com os sacos identificados e as amostras já coletadas ao lado; a Figura “E” mostra o início da abertura da trincheira, com o uso de cavadeira, para a retirada de amostras de densidade. Quando atingida a profundidade prevista para a coleta, confirmada com o uso de régua, é posicionado o cilindro metálico em parede de solo previamente alinhada,

conforme mostra a Figura “F”; A Figura “G” mostra como é feita a cravação do cilindro, em que é posicionada o suporte em toda a cabeça do cilindro e com martelo de borracha desferidos golpes até cravação do cilindro por completo no solo, sem causar compactação do solo interno; por fim, a amostra deve ficar de forma nivelada no cilindro metálico, que será devidamente colocada em saco plástico devidamente identificado (Figura 3-H).

Após esta etapa, ocorre a secagem do material em estufa com temperatura máxima de 50° C, pois temperaturas mais elevadas podem alterar os resultados analíticos do C.

Em seguida, parte deste material seco pode ser utilizado para o cálculo de densidade, e outra parte pode ser utilizada em ensaios de granulometria, a qual passa por um processo de destorroamento e peneiramento prévio, normalmente em peneira fina com malha de 2 mm (MARTINS et al. 2015). Ainda, do material destinado a granulometria, uma parte pode ser novamente moída e quarteada para utilização no ensaio analítico do carbono.



Figura 3. Etapas de abertura de trincheira e coleta de solos.

Fonte: Ramon (2018).

3.6 Mensuração do carbono na respiração do solo

O solo é um importante compartimento na paisagem e realiza diversos processos ecológicos essenciais para a manutenção das florestas. A eliminação de gases (ex.: CO₂, CH₄ e N₂O) a partir do solo é denominada respiração heterotrófica. Algumas das primeiras medições da respiração do solo foram feitas em meados do século passado (GAINEY, 1919), no entanto, discute-se atualmente a grande relevância deste compartimento como responsável por emissão de gases de efeito estufa, principalmente em decorrência de seu manejo para práticas de agricultura, pastagem e urbanização.

Nos sistemas ecológicos, por exemplo, as emissões globais de N₂O aumentaram de $6,3 \pm 1,1$ Tg N₂O-N ano⁻¹ no período pré-industrial (1860) para $10,0 \pm 2,0$ Tg N₂O-N ano⁻¹ recentemente (2007-2016). Em relação aos solos agricultáveis, a emissão subiu de $0,3$ Tg N₂O-N ano⁻¹ para $3,3$ Tg N₂O-N ano⁻¹ no mesmo período, representando 82% do aumento total (TIAN et al. 2019). Le Quéré et al. (2012) estimaram que a concentração atmosférica global de CO₂ alcançou $391,38 \pm 0,13$ ppm no final do ano de 2011, aumentando $1,70 \pm 0,09$ ppm ano⁻¹, ou seja, aproximadamente $3,6 \pm 0,2$ PgC ano⁻¹ em 2011. Embora o fluxo global de dióxido de carbono do solo para a atmosfera esteja aumentando, ainda permanece incerto como e em que grau a respiração heterotrófica estimula as perdas de carbono deste compartimento, sendo necessárias mais pesquisas nesta área (BOND-LAMBERTY et al. 2018).

Com isso, a emissão global de CO₂ a partir dos solos é reconhecida como um dos maiores fluxos no ciclo global do carbono, sendo que pequenas alterações nos padrões de respiração heterotrófica podem causar grandes perturbações nas concentrações de C na atmosfera, e conseqüentemente, comprometer alguns padrões climáticos em escala local e regional.

As funções ecossistêmicas do solo são impulsionadas principalmente pela extensão e natureza da matéria orgânica incorporada em sua superfície. A composição florística ou o tipo de atividades no entorno de fragmentos florestais podem ser decisivos na deposição e incorporação da matéria orgânica no compartimento edáfico.

Embora o teor de matéria orgânica do solo tenha sido reduzido a 1% para alguns solos urbanos, os solos florestais geralmente contêm de 4 a 5% (CRAUL, 1994). Dentre as principais causas de alteração de padrões biogeoquímicos e de biodiversidade em áreas verdes urbanas, se destaca os planos de manejos. Ferreira et al. (2018) mostraram que o

manejo da serapilheira foi o provável responsável pela variação da comunidade de artrópodes em solos de três florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP.

Em florestas urbanas a temperatura média do ar é naturalmente mais elevada devido aos efeitos de ilha de calor, fato que pode alterar o processo de respiração heterotrófica em relação à fragmentos de florestas não urbanas. Em decorrência deste fenômeno, sugere-se que a periodicidade de coleta de gases a partir dos solos seja feita quinzenalmente, de forma que as pequenas variações sejam percebidas pelos autores dos estudos.

Na literatura científica existem diversas metodologias para se avaliar a emissão de gases a partir de solos florestais. Um método bastante comum é o utilizado por Carmo et al. (2014), na qual consiste no uso de câmaras de PVC manufaturadas (Figura 4). Recomenda-se que na produção das câmaras sejam feitos dois orifícios, sendo um deles para o encaixe da seringa e outro do mesmo tamanho para manter a pressão interna igualada a da atmosfera (HUTCHINSON; MOISER, 1981).

Basicamente, neste método, as câmaras são ajustadas no solo (aproximadamente à 2 cm de profundidade) por meio de movimentos rotacionais que asseguram a boa vedação do sistema. As bases permanecem fixas durante toda coleta e as tampas garantem que o fluxo de ar emitido pelo solo fique aprisionado.

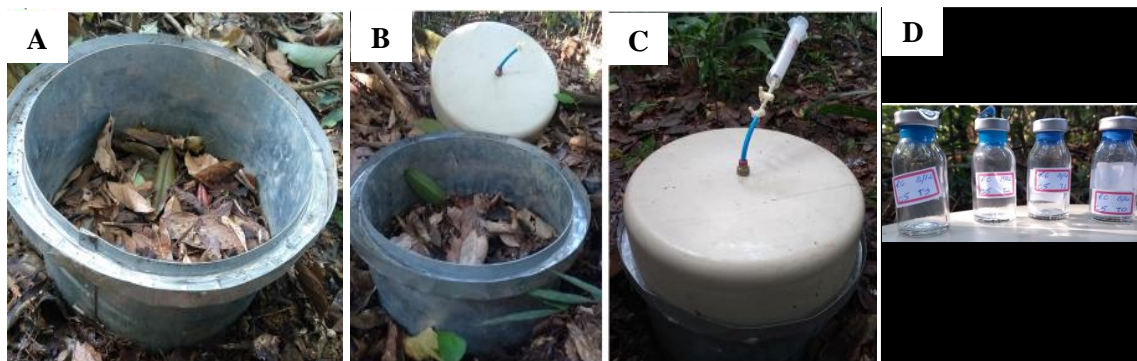


Figura 4. Câmara estática e componentes para a coleta de gases. A) Câmara estática de alumínio. B) Câmara estática de alumínio com tampa de acrílico e adaptador para captar o gás concentrado. C) Câmara estática de alumínio vedada com água na borda, fechada com tampa de acrílico e com uma seringa de 20 ml. D) frascos de vidro de 20 ml para aprisionar os gases coletados.

Fonte: Souza (2019).

Uma sugestão metodológica é que as câmaras sejam espalhadas em ambientes distintos dentro da área de estudo, de modo que se alcance maior heterogeneidade de ambientes na coleta dos dados. Depois de fixadas no solo, as câmaras devem ser vedadas com água para não permitir a entrada de gás em seu interior, e se recomenda uma prévia homogeneização do ar, permitindo que haja trocas gasosas entre o interior da câmara e a atmosfera.

Cabe ao autor (e aos objetivos do estudo) decidir o tempo de coletas de gás após a fixação e fechamento da câmara no solo, porém, diversos autores têm utilizado desde o tempo zero até trinta minutos, sendo que este tempo pode ser dividido em coletas de 5, 10 ou mais minutos (CARMO et al. 2013; RIBEIRO et al. 2016; SOUZA, 2019).

Para a coleta de gás a partir da câmara estática se utiliza uma seringa de nylon (ex: 20 ml) com agulha, conforme mostra a Figura 4-C. Após coletar o gás no interior da câmara, deposita-se os gases em frascos de vidros (20 ml), vedados com tampas de borracha (Figura 4-D). Por fim, as amostras devem ser analisadas em equipamentos específicos para a leitura das concentrações de gases, como por exemplo, cromatógrafos gasosos.

Os fluxos dos gases são calculados através de equações específicas, como por exemplo, o modelo proposto por Jantalia et al. (2008) e utilizado por Souza (2019):

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{VM}, \text{ onde:}$$

ΔC = Mudança de concentração do gás dentro da câmara;

(Δt) = Tempo em que a câmara está fechada;

V e A = Volume e área do solo coberta pela câmara;

M = Massa molecular de cada gás (N_2O , CH_4 , CO_2)

VM = Volume molecular de cada gás.

Concomitante a coleta de gases, o autor pode coletar outros dados como temperatura e umidade do solo, a fim de buscar, posteriormente, possíveis correlações entre essas variáveis.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho demonstra a importância das florestas urbanas no fluxo de carbono entre os sistemas solo-planta-atmosfera. Atualmente, ecólogos e urbanistas discutem o

papel das áreas verdes urbanas na prestação de serviços ecossistêmicos, principalmente no que diz respeito ao sequestro e estoque do C.

Embora as metodologias para avaliar o carbono (e outros elementos) nos diversos compartimentos varie entre autores, este capítulo abordou algumas das metodologias mais utilizadas em florestas tropicais, sendo este material de bastante utilidade para pesquisadores que pretendem iniciar estudos nesta temática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A. L. B. S. S. L. (2006). O valor das árvores: árvores e floresta urbana de Lisboa. (Tese de Doutorado). Universidade de Lisboa, Portugal.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; C AMARGO, P. C.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. (2010). Forest structure and live aboveground biomass variation along na elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management*, 260:679-691.
- ANDRADE, E. A.; HIGUCHI, N. (2009). Produtividade de quatro espécies arbóreas de Terra Firme da Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 39: 105-112.
- ANDRADE, A. D.; TAVARES, S. D. L.; COUTINHO, H. D. C. (2003). Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. *Informe Agropecuário*, 24 (220): 55-63.
- AREVALDO, L. A.; ALEGRE, J. C.; VILCAHUAMAN, L. J. M. (2002). Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. Embrapa. Colombo, PR, Documentos 73.
- BAKER, T.R.; PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DI FIORE, A.; ... MARTÍNEZ. R. V. (2004). Increasing biomass in Amazonian forest plots, *Philosophical Transactions of the Royal Society London B*, 359: 353-365.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Ed. Artmed. 4ª Edição, Porto Alegre.
- BOCCUZZI, G. (2017). Nitrogênio e fósforo na interface atmosfera-vegetação arbórea-solo de remanescentes de Floresta Atlântica expostos a fatores de estresse ambiental. (Dissertação de Mestrado). São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 125p.

- BOND-LAMBERTY, B.; BAILEY, V. L.; CHEN, M.; GOUGH, C. M.; VARGAS, R. (2018). Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. *Nature*, 560 (7716): 80.
- BROWN, S.; IVERSON, L. R. (1992). Biomass estimates for tropical forest. *World Resources Review*, 4: 366-384.
- BRUNEKREEF, B.; HOLGATE, S. T. (2002). Air pollution and health. *The lancet*, 360(9341): 1233-1242.
- BURGER, D. (2005). Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- CAO, M.; PRINCE, S. D.; SMALL, J.; GOETZ, S. J. (2004). Remotely sensed interannual variations and trends in terrestrial Net Primary Productivity 1981-2000. *Ecosystems*, 7: 233-242.
- CARMO, J. B. D.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; DE SOUSA NETO, E. R.; PITOMBO, L. M.; DUARTE-NETO, P. J.; ... CANTARELLA, H. (2013). Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *GCB Bioenergy*, 5(3): 267-280.
- CARPENTER, D. N.; BOCKHEIM, J. G.; REICH, P. F. (2014). Soils of temperate rainforests of the North American Pacific Coast. *Geoderma*, 230: 250-264.
- CHAGAS, G. F. B.; SILVA, V. P. R.; COSTA, A. C. L.; DANTAS, V. A. (2012). Impactos da redução da pluviometria na biomassa aérea da Floresta Amazônica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16(1): 72-79.
- CHAPIN, F.; MATSON, P.; MOONEY, H. (2002). *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145:87-99.
- CHAVE, J.; REJOU-MECHAIN, M.; BURQUEZ, A. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20: 3177–3190.
- CHAVE, J.; CONDIT, R.; LAO, S.; CASPERSEN, J. P.; FOSTER, R. B.; HUBBELL, S. P. (2003). Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, 91: 240-252.

- CLARK, D. A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D. W.; CHAMBERS, J. Q.; THOMLINSON, J. N. (2002). Measuring net primary production in forest, concepts and field methods. *Ecological Applications*, 11 (2): 356-370.
- CLARK, D. A.; PIPER, S. C.; KEELING, C. D.; CLARK, D. B. (2003). Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984–2000. *Proceedings of National Academy of Science*, 100 (10): 5852-5857.
- CLARK, D. B.; CLARK, D. A. (2000). Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 137:185- 198.
- CLARK, D. B.; CLARK, D. A.; OBERBAUER, S. F. (2010). Annual wood production in a tropical rain forest in NE Costa Rica linked to climatic variation but not to increasing CO₂. *Global Change Biology*, 16: 747-759.
- CHAO, K.J.; PHILLIPS, O.L.; BAKER, T.R.; PEACOCK, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; MONTEAGUDO, A.; TORRES-LEZAMA, A. (2009). After trees die: quantities and determinants of necromass across Amazonia. *Biogeosciences Discuss*, 6: 1979-2006.
- COHEN-CLINE, H.; TURKHEIMER, E.; DUNCAN, G. E. (2015). Access to green space, physical activity and mental health: a twin study. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 69(6): 523-529.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; ... & RASKIN, R. G. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253.
- DELANEY, M.; BROWN, S.; LUGO, A.E.; TORRES-LEZAMA, A.; QUINTERO, N.B. (1998). The quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of Venezuela. *Biotropica*, 30: 2-11.
- DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. (2012). Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. *Cerne*, 18(1): 75-86.
- FERREIRA, M. L.; SILVA, J. L.; PEREIRA, E. E.; LAMANO-FERREIRA, A. P. D. N. (2014). Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, sp, southeastern Brazil. *Revista Árvore*, 38 (4): 591-600.

- FERREIRA, M. L., UCHIYAMA, E. A. (2015). Litterfall Assesment In: A Fragment of Secondary Tropical Forest, Ibiúna, SP, Southeastern Brazil. *Revista Árvore*, 39 (5): 791-799.
- FERREIRA, M. L.; DE SOUZA, L.; CONTI, D.; CAPELLANI QUARESMA, C.; REIS TAVARES, A.; GONÇALVES DA SILVA, K.; ... de CAMARGO, P. (2018). Soil biodiversity in urban forests as a consequence of litterfall management: implications for São Paulo's ecosystem services. *Sustainability*, 10 (3): 684.
- FOSTER, J.; LOWE, A.; WINKELMAN, S. (2011). The value of green infrastructure for urban climate adaptation. *Center for Clean Air Policy*, 750(1): 1-52.
- GAINNEY, P. L. (1919) Parallel formation of carbon dioxide, ammonia and nitrate in soil. *Soil Science*, 7: 293-311.
- GIRARDIN, C. A. J.; FARFAN-RIOS, W.; GARCIA, K.; FEELEY, K. J.; JORGENSEN, P. M.; MURAKAMI, A. A.; PÉREZ, L. C.; ... MALHI, Y. (2013). Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. *Plant Ecology and Diversity*, 7 (1-2): 161-171.
- GLINIARS, R.; BECKER, G. S.; BRAUN, D.; DALITZ, H. (2013). Monthly stem increment in relation to climatic variables during 7 years in an East African rainforest. *Trees*, 27: 1129-1138.
- HABERL, H.; GEISSELER, S. (2000). Cascade utilization of biomass: strategies for a more efficient use of a scarce resource. *Ecological Engineering*, 16: 111-121.
- HARMON, M. E.; SEXTON, J. (1996). *Guidelines for Measurements of Woody Detritus in Forest Ecosystems*, Publication No. 20. US Long-Term Ecological Research (LTER) Network Office. University of Washington, Seattle, Seattle, WA, USA.
- HARMON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S. V.; LATTIN, J. D... LIENKAEMPER, G. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In *Advances in ecological research*, 15: 133-302. Academic Press.
- VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. (1997). Human Alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3): 737-757.
- IPCC. (2006). Agriculture, forestry and other land use. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *IPCC Guidelines for National Greenhouse*

- Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- JOLY, C. A.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y.; RODRIGUES DE CAMPOS, M. C.; GOMES, A.; ... PEDRONI, F. (2012). Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica*, 12(1).
- KAUFFMAN, J. B.; UHL, C.; CUMMINGS, D. L. (1988). Fire in the Venezuela Amazon 1: Fuel biomass and fire chemistry in the evergreen rainforest of Venezuela. *Oikos*, 53: 167–175.
- KEELAND, B. D.; SHARITZ, R. R. (1993). Accuracy of tree growth measurements using dendrometer bands. *Canadian Journal of Forest Research*, 23: 2454-2457.
- KELLER, M.; PALACE M.; HURTT, G. (2001). Biomass estimation in the Tapajós National Forest, Brazil. Examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecology and Management*, 154: 371-382.
- LARCHER, W. (2000). *Ecofisiologia Vegetal*. Rima Artes e Textos, São Carlos.
- LIMA, A. J. N.; SUWA, R. RIBEIRO, G. H. P. M.; KAJIMOTO, T.; SANTOS, J.; SILVA, R. P.; SOUZA, C. A. S.; ... HIGUCHI, N. (2012). Allometric models for estimating above- and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 277: 163-172.
- LOPES, M. I. S.; DOMINGOS, M.; STRUFFALDI-DE VUONO, Y. (2002). Ciclagem de nutrientes minerais. *Sylvestre*, LS; Rosa, MMT Manual metodológico para estudos botânicos na mata atlântica. Seropédica: EDUR–UFRRJ, 72-102.
- LUIZÃO, R. C. C.; LUIZÃO, F. J.; PAIVA, R. Q.; MONTEIRO, T. F.; SOUSA, L. S.; KRUIJT, B. (2004). Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian Forest. *Global Change Biology*, 10: 592-600.
- MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R.; DOS SANTOS-SILVA, J. C. (2017). Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 49 (4): 443-451.
- MARTINS, S. C.; NETO, E. S.; PICCOLO, M. C.; ALMEIDA, D. Q.; DE CAMARGO, P. B.; DO CARMO, J. B.; ... MARTINELLI, L. A. (2015). Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. *Geoderma Regional*, 5: 106-116.

- MATOS, F. D. A. (2006). Estimativa de biomassa e carbono em floresta ombrófila densa de terra firme na Amazônia Central, Manaus – AM, Brasil, por meio de dados de satélites de média e alta resolução espacial. Tese de doutorado apresentada a Universidade Federal do Paraná.
- MENDES, F. H.; LORDELLO POLIZEL, J.; FERREIRA DA SILVA FILHO, D. (2016). Valoração monetária das árvores da Santa Casa de Misericórdia de Piracicaba/SP. *Ciência e Natura*, 38 (2).
- MORAES, L. F.; CAMPELLO, E.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A. (2008). Características do solo na restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. *Ciência Florestal*, 18 (2).
- MORENO, M. L.; ROSSETTI, M. R.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; VALLADARES, G. R. (2017). Edge and herbivory effects on leaf litter decomposability in a subtropical dry forest. *Ecological research*, 32(3): 341-346.
- MOREIRA-BURGER, D.; DELITTI, W. B. C. (2010). Modelos preditores da fitomassa aérea da Floresta Baixa de Restinga. *Brazilian Journal of Botany*, 33 (1): 143-153.
- NAYAK, R. K.; PATEL, N. R.; DADHWAL, V. K. (2012). Inter-annual variability and climate control of terrestrial net primary productivity over India. *International Journal of climatology*, 33 (1): 132-142.
- NETO, E. N.; CARMO, J. B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C. ; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P.; COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. (2011). Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic Forest. *Biogeosciences*, 8: 733-742.
- NOGUEIRA, E. M.; FEARNSTIDE, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. (2008). Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Mangament*, 256: 1853-1867.
- NOWAK, D. J., GREENFIELD, E. J., HOEHN, R. E., LAPOINT, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental pollution*, 178: 229-236.
- NOWAK, D. J.; CRANE, D. E.; DWYER, J. F. (2002). Compensatory value of urban trees in the United States. *Journal of Arboriculture*, 28(4): 194-199.

- OLAJUYIGBE, S.; TOBIN, B.; GARDINER, P.; NIEUWENHUIS, M. (2011). Stocks and decay dynamics of above- and belowground coarse woody debris in managed Sitka spruce forests in Ireland, *Forest Ecology and Management*, 262: 1109-1118.
- PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NUNEZ, P. V.; VASQUEZ, R. M.; ... GRACE, J. (1998). Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science*, 282: 439-442.
- PHILLIPS, O.; BAKER, T. R.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; ... VINCETI, B. (2004). Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical transactions the royal society of London. Biological Sciences*, 359 (1443): 381-407.
- PIRES, L. A.; BRITEZ, R. M.; MARTEL, G.; PAGANO, S. N. (2006). Produção acúmulo e decomposição da liteira em uma restinga da ilha do mel, Paranaguá, PR, Brasil. *Acta botânica brasílica*, 20: 173-184.
- POTTER, C.; KLOOSTER, S., GENOVESE, V. (2012). Net primary production of terrestrial ecosystems from 2000 to 2009. *Climatic Change*, 115(2): 365-378.
- PRAMOVA, E.; LOCATELLI, B.; DJOUDI, H.; SOMORIN, O. A. (2012). Forests and trees for social adaptation to climate variability and change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 3(6): 581-596.
- PYLE, E. H.; SANTONI, G. W.; NASCIMENTO, H. E. M.; HUTYRA, L. R.; VIEIRA, S.; CURRAN, D. J.; ... WOFSY, S.C. (2008). Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. *Journal of Geophysical Research*, 113(G1).
- QUIMBAYO, L C. (2014). Produção e estoque de madeira morta de uma floresta ombrófila densa de mata atlântica ao longo de um gradiente altitudinal. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Brasil.
- RAMON, M. (2018). Carbono e nitrogênio em solos e metais pesados em serapilheiras de florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP. (Dissertação de mestrado). São Paulo, Universidade Nove de Julho, 102p.
- REN, C.; CHEN, J.; DENG, J.; ZHAO, F.; HAN, X.; YANG, G.; ... REN, G. (2017). Response of microbial diversity to C: N: P stoichiometry in fine root and microbial biomass following afforestation. *Biology and fertility of soils*, 53(4): 457-468.
- RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V.; SOUZA, A. L.; NARDELLI, A. M. B. (2009). Quantificação de biomassa e estimativa de

- estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*, 33(5): 917-926.
- RIBEIRO, K.; DE SOUSA-NETO, E. R.; DE CARVALHO JUNIOR, J. A.; DE SOUSA LIMA, J. R.; MENEZES, R. S. C.; DUARTE-NETO, P. J.; ... OMETTO, J. P. H. B. (2016). Land cover changes and greenhouse gas emissions in two different soil covers in the Brazilian Caatinga. *Science of the Total Environment*, 571: 1048-1057.
- RICE, A. H.; PYLE, E. H.; SALESKA, S. R.; HUTYRA, L.; PALACE, M.; KELLER, M.; ... WOFSEY, S. C. (2004). Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth amazonian forest. *Ecological Applications*, 14 (4): 55-71.
- RIUTTA, T.; SLADE, E. M.; BEBBER, D. P.; TAYLOR, M. E.; MALHI, Y.; RIORDAN, P.; ... MORECROFT, M. D. (2012). Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litterdecomposition. *Soil Biology and biochemistry*, 49: 124-131.
- RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (2001). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. 2. ed. Fapesp, São Paulo. 320p.
- ROLIM, S. G.; JESUS, R. M.; NASCIMENTO, H. E. M.; COUTO, H. T. Z.; CHAMBERS, J. C. (2005). Biomass change in an Atlantic tropical moist forest, the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia*, 142: 238-246.
- ROWLAND L.; MALHI, T.; SILVA-ESPEJO, J. E.; FARFÁN-AMÉZQUITA, F.; HALLADAY, K.; DOUGHTY, C. E.; ... PHILLIPS, O. L. (2014). The sensitivity of wood production to seasonal and interannual variations in climate in a lowland Amazonian rainforest. *Oecologia*, 174: 295-306.
- SAATCHI, S.; ASEFI-NAJAFABADY, S.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; MYNENI, R. B.; NEMANI, R. (2013). Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. *PNAS*, 110(2): 565-570.
- SALINAS, N.; MALHI, Y.; MEIR, P.; SILMAN, M.; CUESTA, R. R.; HUAMAN, J.; ... FARFAN, F. (2011). The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: results from a large-scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian forests. *New Phytologist*, 189(4): 967-977.
- SAMPAIO, F. A. R.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M.; JUCKSCH, I. (2003). Balanço de nutrientes e da fitomassa em um argissolo amarelo sob floresta tropical

- amazônica após a queima e cultivo com arroz. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 27(6): 161-1170.
- SANDER, H.; POLASKY, S.; HAIGHT, R. G. (2010). The value of urban tree cover: A hedonic property price model in Ramsey and Dakota Counties, Minnesota, USA. *Ecological Economics*, 69(8): 1646-1656.
- SCATENA, F. N.; SILVER, W.; SICCAM, T.; JOHNSON, A.; SÁNCHEZ, M. J. (1993). Biomass and nutrient content of the Bisley Experimental Watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, before and after Hurricane Hugo, 1989. *Biotropica*, 25:15-27.
- SILVA FILHO, D. F.; TOSETTI, L. L. (2010). Valoração das árvores no Parque do Ibirapuera-SP: Importância da infraestrutura verde urbana. *Revista LabVerde*, (1): 11-25.
- SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; LOPES, J. C. A.; OLIVEIRA, R. P. (1996). Growth and yeald studies in Tapajós region, Central Brazilian Amazon. *Comm. Forestry Review*, 75: 3325-3329.
- SILVA, R. M.; COSTA, J. M. N.; RUIVO, M. L. P.; COSTA, A. C. L.; ALMEIDA, S. S. (2009). Influência de variáveis meteorológicas na produção de liteira na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuanã, Pará. *Acta Amazônica*, 39 (3): 573- 582.
- SILVA, R. P.; SANTOS, J.; TRIBUZY, E. S.; CHAMBERS, J. Q.; NAKAMURA, S.; HIGUCHI, N. (2002). Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166: 295-301.
- SOUZA, P. A.; VENTURIN, N.; GRIFFITH, J.; MARTINS, S. V. (2006). Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. *Cerne*, 12(1).
- SOUZA, R. C. (2019). Fluxos de gases de efeito estufa [GEE] em florestas urbanas de São Paulo, SP: uma análise da contribuição das áreas verdes na resiliência da cidade. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho.
- TABUCHI, R.; TAKAHASHI, K. (1998). The development of a new dendrometer and its application to deciduous broadleaf tree species in Hokkaido, northern Japan. *Journal of Sustainability Forest*, 6: 23-34.
- TIAN, H.; YANG, J.; XU, R.; LU, C.; CANADELL, J. G.; DAVIDSON, E. A.; ... GERBER, S. (2019). Global soil nitrous oxide emissions since the preindustrial era

- estimated by an ensemble of terrestrial biosphere models: Magnitude, attribution, and uncertainty. *Global change biology*, 25(2): 640-659.
- TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. (2002). Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil In: *Proceedings of the International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring*. 11-15p.
- VAN WAGNER, C. E. (1982). *Practical aspects of the line intersect method* (v.12). Chalk River, Canada: Petawawa National Forestry Institute.
- VASCONCELOS, S. S.; ZARIN, D. J.; ARAÚJO, M. M.; MIRANDA, I. S. (2012). Aboveground net primary productivity in tropical forest regrowth increases following wetter dry-seasons. *Forest Ecology and Management*, 276: 82-87.
- VIEIRA, S. A. (2003). *Mudanças globais e taxa de crescimento arbóreo na Amazônia*. Tese de doutorado apresentada a Universidade de São Paulo / CENA – Piracicaba.
- VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; AIDAR, M.; ARAUJO, L. S.; BAKER, T.; BATISTA, J. L. F.; ... TRUMBORE, S. E. (2008). Estimation of biomass and carbon stocks, the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 8(2).
- VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. (1997). Human Alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3): 737-757.
- ZHOU, W.; HUANG, G.; CADENASSO, M. L. (2011). Does spatial configuration matter? Understanding the effects of land cover pattern on land surface temperature in urban landscapes. *Landscape and urban planning*, 102 (1): 54-63.

**Capítulo
7****POLUIÇÃO DOS SOLOS:
UM INIMIGO OCULTO**

Andreza Portella Ribeiro; Maurício Lamano Ferreira; Adjane Brito Alves; Leonardo Ferreira da Silva

Ribeiro, A. P., Ferreira, M. L., Alves, A. B., Silva, L. F. 2019. Poluição dos Solos: Um Inimigo Oculto In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 108-127.

1. INTRODUÇÃO

O solo é um dos mais importantes compartimentos ambientais abióticos do nosso planeta. Essa matriz geológica é formada a partir da decomposição das rochas, sob ação de um conjunto de processos físicos, químicos e biológicos, que pode ser denominado intemperismo (ALLOY, 2013).

No instante em que é exposta ao ambiente, a rocha começa a se tornar solo. No entanto, trata-se de um processo de transformação gradual e característico ao tipo de rocha e aos fatores externos do ambiente como clima, presença de organismos vivos, relevo e drenagem da terra (ALLOY, 2013).

O processo de formação pode variar de dezenas a milhares de anos. Por essa razão, o solo é caracterizado como um recurso natural dinâmico, em equilíbrio com o meio em que existe e constituído de minerais, água, gases, organismos vivos, material em decomposição. O intemperismo da rocha acontece na superfície e na subsuperfície do local. Como consequência, diversos tipos de solos são formados; ou seja, cada solo carrega a assinatura da rocha mãe e dos fatores externos característicos de seu entorno (ROSA; ROCHA, 2003).

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, nosso território está separado em 13 níveis (ordens) principais de solos, os quais foram definidos a partir de especificidades no processo de formação do solo, grau de desenvolvimento, teor mineral e orgânico, textura e saturação da água. No Brasil, os solos são classificados como: Argissolos, Cambissolos, Chernossolos, Espodossolos, Gleissolos, Organossolos,

Luvissolos, Neossolos, Nitossolos, Planossolos, Plintossolos, Vertissolos e Latossolos (SANTOS et al. 2018).

Existem ainda propriedades, de natureza física e química, fundamentais sob o ponto de vista ambiental e de usos, que são consideradas na classificação dos solos, como cor, hidromorfismo, pH, granulometria, entre outras (SANTOS et al. 2018).

Os solos desempenham papel essencial ao ecossistema terrestre, pois a manutenção e sobrevivência de espécies vivas dependem direta, ou indiretamente, da qualidade dos solos. Os serviços ecossistêmicos dos solos podem ser entendidos por (MORGADO et al. 2018):

- Atuarem como substrato da vida e do habitat para pessoas, animais, plantas e outros organismos vivos;
- Serem responsáveis pela manutenção do ciclo da água e de nutrientes;
- Servirem de proteção para águas subterrâneas;
- Favorecem a conservação de reservas minerais e de matérias primas;
- Serem essenciais às atividades agrícolas e de produção de alimentos;
- Atuarem como meio de manutenção às atividades socioeconômicas.

É preciso assegurar que os solos continuem executando suas funções em sistemas naturais. Isso significa garantir a “qualidade dos solos”. Entretanto, ao longo das últimas décadas, tem-se verificado a constante degradação dos compartimentos ambientais.

As práticas de manejo do solo vêm sendo adaptadas a interesses imediatos, em virtude do crescimento populacional, da intensificação de áreas urbanizadas e das demandas por serviços básicos. Os solos vêm perdendo sua capacidade de sustentar a produtividade biológica e manter sua qualidade em benefício da saúde animal e vegetal, considerando seus diferentes usos (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

A degradação dos solos está principalmente associada a eventos pronunciados e fáceis de serem identificados como: (i) movimento de massas, (ii) erosão hídrica, (iii) alterações químicas, (iv) alterações físicas e (v) alterações biológicas. Normalmente, a degradação é consequência de efeitos externos que podem ser naturais ou devido às atividades antrópicas (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

Em relação às perturbações humanas, a poluição química ganha destaque nos processos de degradação, pois o solo atua como um sistema aberto, sendo fonte ou sumidouro de diversas substâncias potencialmente tóxicas. A poluição dos solos se refere aos casos em que as concentrações químicas excedem valores considerados normais,

segundo indicadores de referência de qualidade estabelecidos por agências ambientais ao redor do mundo (DE PAUL; LAL, 2016; RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

Nesse sentido, a “poluição dos solos” tem sido relatada como uma das principais ameaças globais que afeta a capacidade dos solos em fornecerem seus serviços ecossistêmicos, o que significa prejudicar os processos e componentes naturais dos solos que promovem bens e serviços que satisfazem as necessidades humanas.

Portanto, solos poluídos prejudicam a segurança alimentar, já que a capacidade de produtividade de culturas é reduzida pela presença de substâncias tóxicas. Conseqüentemente, o cultivo de lavouras e criação de animais para fins de alimentação também são prejudicados, frente às dúvidas quanto à segurança do que o homem vai consumir (LAL, 2016; DURÃES et al. 2018).

A presença de nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P), também pode levar a prejuízos na qualidade dos solos. São comuns os casos em que os níveis de N e P excedem em várias vezes a necessidade local. Então, a concentração excedente é lixiviada e pode atingir águas subterrâneas e outros corpos hídricos. O enriquecimento de nutrientes em ambientes aquáticos favorece a produção de comunidades de algas, como as cianobactérias, em um processo conhecido como eutrofização. As cianobactérias produzem toxinas, que prejudicam a qualidade das águas para fins de abastecimento, produção pesqueira, recreação e seus mais diversos usos em benefício do equilíbrio ecossistêmico (DODDS; SMITH, 2016).

Embora evidências científicas apontem as atividades antrópicas como as que mais contribuem para as diversas formas de poluição química dos solos, a qual afeta diretamente a saúde humana (como a causada por diferentes poluentes orgânicos e por substâncias inorgânicas, principalmente os chamados metais pesados), vale destacar a contribuição química proveniente de eventos naturais que também pode afetar a qualidade dos solos.

Dessa forma, o presente capítulo busca apresentar algumas características importantes sobre a poluição dos solos, como as principais fontes e tipos de substâncias químicas, os efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde humana. Espera-se ainda apontar iniciativas já verificadas ao redor do mundo que tenham contribuído de forma positiva para o desafio de se garantir que o manejo e a ocupação do solo de fato ocorram respeitando-se a capacidade limitada de depuração dos ecossistemas.

2. ASPECTOS GERAIS SOBRE A POLUIÇÃO DOS SOLOS

O solo ocorre dinâmico e naturalmente na superfície terrestre. É resultado das alterações da rocha mãe, submetida a agentes climáticos e a organismos vivos, pertencentes à determinada topografia (SANTOS et al. 2018).

A definição de solo poluído significa que nele estão presentes substâncias ou agentes em níveis acima daqueles considerados de base, ou ainda que não pertencem ao ambiente no qual o solo se formou. O enriquecimento dessas substâncias, frequentemente, resulta em algum impacto negativo em micro-organismos não alvo. A poluição do solo nem sempre é visualmente percebida; assim, pode se tornar algo preocupante à medida que o processo de poluição vai se intensificando ocultamente (DURÃES et al. 2018).

Outro importante aspecto em termos de definição é também aqui apresentado: o termo “solo contaminado” que, normalmente, é utilizado como um sinônimo de solo poluído. Entretanto, alguns órgãos mundiais envolvidos em estudos sobre as pressões das atividades antrópicas nos compartimentos ambientais indicam uma singela diferença em termos teóricos, mas muito significativa na prática (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

Segundo o *Intergovernmental Technical Panel on Soils* (ITPS) dentro do *Global Soil Partnership* (GSP), a contaminação dos solos ocorre quando as concentrações de certas substâncias ultrapassam os valores base de determinado local. No entanto, não se verifica algum prejuízo ao ambiente ou aos organismos vivos que habitam esse solo, enquanto no solo poluído são evidenciados danos ao meio ambiente e comunidades vivas (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

O ITPS ainda destaca as dificuldades em serem definidas as concentrações consideradas normais para que se possa inferir sobre a qualidade dos solos. Muitas substâncias são produzidas pelo homem; assim, pode não ser tão complicado estabelecer os níveis no solo que podem ser perigosos, para certas substâncias. Por outro lado, para metais pesados e metalóides, cujo emprego nas indústrias é essencial, torna-se um grande desafio a definição de limites de segurança, pois esses elementos químicos também podem se originar do intemperismo de rochas e minerais, em diferentes concentrações (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

Ou seja, neste caso, como determinar valores de referência de normalidade, se existem tantas particularidades geológicas entre países, e mesmo em termos regionais, que influenciam os processos de formação dos solos a partir da rocha de origem?

Para as definições de valores limiares, via de regra, as agências ambientais se orientam pelas características geoquímicas locais e identificam os valores base de substâncias de interesse, considerando ainda que estas substâncias também são utilizadas em atividades antrópicas, como na agricultura, mineração e indústrias.

Portanto, pode-se afirmar que os valores orientadores são subjetivos e estão associados ao uso específico da terra. Conseqüentemente, a utilização desses indicadores deve ser avaliada com cautela, uma vez que as metodologias adotadas na definição de valores limiares não são padronizadas. Ou seja, os critérios divergem entre diferentes regiões, ou países (CACHADA et al. 2018).

No caso do Brasil, a Resolução CONAMA nº 420/2009 é o instrumento legal que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de algumas substâncias químicas de interesse, em virtude da utilização em diferentes ramos de atividade.

Compõem a lista da CONAMA vinte substâncias inorgânicas e sessenta substâncias orgânicas, agrupadas em três classes principais, com seus respectivos valores orientadores. Na Tabela 1 são apresentados alguns elementos e substâncias de interesse, com seus respectivos valores orientadores de referência.

Tabela 1. Valores Orientadores de Referência, para alguns EPT e POPs, em solo e água subterrânea, segundo a Resolução CONAMA no 420/2009.

SOLO (mg kg ⁻¹ de peso seco)						ÁGUA SUBTERRÂNEA (µg L ⁻¹)
SUBSTÂNCIA	REFERÊNCIA DE QUALIDADE	PREVENÇÃO	INVESTIGAÇÃO			INVESTIGAÇÃO
			Agrícola	Residencial	Industrial	
<i>EPT (Metais Pesados)</i>						
Arsênio	E	15	35	55	150	10*
Cádmio	E	1,3	3	8	20	5*
Chumbo	E	72	180	300	900	10*
Cobre	E	60	200	400	600	2000*
Mercúrio	E	0,5	12	36	70	1*
Níquel	E	30	70	100	130	20
Zinco	E	300	450	1.000	2.000	1.050**
<i>POPs</i>						
Naftaleno	na	0,12	30	60	90	140
1,2-Diclorobenzeno	na	0,73	150	200	400	1000
Hexaclorobenzeno	na	0,003	0,005	0,1	1	1*
Cloreto de Vinila	na	0,003	0,005	0,003	0,008	5*
Aldrin	na	0,015	0,003	0,01	0,03	(d)*
Dieldrin	na	0,043	0,2	0,6	1,3	(d)*
DDT	na	0,010	0,55	2	5	(c)*
PCBs (Total)	na	0,0003	0,01	0,03	0,12	3,5

(c) somatória para DDT-DDD-DDE = 2 µg.L-1.

(d) somatória para Aldrin e Dieldrin = 0,03 µg.L-1.

* Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 3).

** Valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta Resolução. Diferem dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 5) e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos no Anexo I da Resolução CONAMA nº 396/2008.

Conforme verificado na Tabela, as substâncias são classificadas em intervalos de concentração, dentro de um:

“Valor de Referência de Qualidade – VRQ” que indica os teores de determinada substância que não interferem na qualidade natural do solo. O “Valor de Prevenção - VP” que representa a concentração limite para determinada substância, na qual o solo ainda é capaz de sustentar suas principais funções. Por último, o “Valor de Investigação - VI” que se refere à concentração de determinada substância no solo, acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado. O VI é ainda subdividido em subclasses, de acordo com o uso do solo. Nesse caso, são definidos VI para solos agrícolas, residências e industriais.

A intensa preocupação com a qualidade dos solos está associada ao fato de a *Food and Agriculture Organization of United Nations* (FAO) ter apontado a questão da poluição como a terceira mais importante ameaça à manutenção de serviços ecossistêmicos na Europa e Euroásia, a quarta ameaça no norte da África, quinta na Ásia, oitava a América do Norte. No entanto, a presença dos poluentes pode influenciar negativamente o equilíbrio natural em outras partes do mundo.

A FAO ainda chama a atenção para o fato de que não existe um inventário atualizado sobre a realidade de solos poluídos no mundo. A única estimativa global sobre o tema foi publicada em 1991, pela *United Nations Environment Programme* (UNEP). À época, a UNEP indicou cerca de 22 milhões de hectares com algum tipo de degradação proveniente da poluição química (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

Atualmente, as grandes economias da Europa, Ásia, Oceania e América do Norte tentam criar um banco de dados que permita vislumbrar a extensão do problema. Entretanto, em países de baixa e média renda existe uma lacuna de informação, o que caracteriza a poluição dos solos como um “inimigo invisível”. Portanto, é premente a necessidade de serem unidos esforços para que se possam implementar estratégias de avaliação que permitam preencher essa lacuna (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

Em se tratando de um inventário de poluição de solos no Brasil, apesar de a Resolução CONAMA nº 420/2009 instituir o “Banco Nacional de Dados sobre Áreas Contaminadas”, com a finalidade de publicitar as informações sobre as principais características e a origem dos contaminantes, os dados ainda são escassos e não se verificam resultados efetivos para minimizar ou prevenir problemas futuros.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), apenas Minas Gerais, com a Deliberação Normativa Conjunta Copam/CERH nº 02/2010, Rio de Janeiro, com a Resolução CONEMA nº 44/2012 e São Paulo, com a Lei nº 13.577/2009 apresentam ações que convergem para o “Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e disponibilizam informações ao banco de dados, periodicamente.

Nesse sentido, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB indicou que em 2018, no estado, existiam 6.110 casos de contaminação em acompanhamento pela agência, dos quais, 1.397 estavam em fase de monitoramento para encerramento, 225 em processo de reutilização, 1.453 reabilitadas para uso, 697 contaminadas sob investigação, 897 contaminadas com risco confirmado e 1.441 em processo de remediação (CETESB, 2018).

No período de um ano, observou-se um aumento de 168 áreas cadastradas, o que não é visto pela CETESB como algo negativo; ao contrário, os números refletem a efetividade do trabalho de fiscalização, auxiliado por denúncias feitas pela comunidade. Corroborar o fato de que no mesmo período houve um crescimento das áreas reabilitadas, ou seja, para CETESB o trabalho de gerenciamento está surtindo efeito e demonstra o engajamento do empreendedor, responsável pelo local, em cumprir as exigências técnicas.

Embora exista monitoramento, os números de São Paulo trazem à tona o quão desafiador e, sobretudo, primordial é a criação de uma agenda que coloquem em destaque o problema dos solos contaminados, pois o que se pode imaginar da situação nas demais regiões do país? Sabe-se que a maioria dos estados brasileiros sequer cumpre o mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 420/2009 (além de outras legislações ambientais). Em um levantamento sobre os problemas causados pela contaminação do solo e água subterrânea e a abrangência da poluição, foi apontado que os riscos associados à exposição aumentam significativamente, nos locais onde o gerenciamento da contaminação não faz parte da rotina das agências ambientais, como é o caso do Espírito Santo, Ceará, Pernambuco, Bahia, entre outros (MOURA; CAFFARRO FILHO, 2015).

Portanto, a realidade do Brasil reforça o que vem sendo fortemente evidenciado nas pesquisas internacionais: a precariedade em se tratar a contaminação de solos e a falta de inventários, para que se possa ter noção do tamanho do problema, em países de baixa e média renda.

3. FONTES PONTUAL E DIFUSA DE POLUIÇÃO NOS SOLOS

O solo é composto por uma mistura gasosa, líquida e sólida. Esta última corresponde a 50% do material e tem papel importante na retenção de substâncias potencialmente tóxicas. Na fração sólida verifica-se a textura do solo; isto é, de que forma o material se dividiu em grãos. Assim, a textura é um parâmetro bastante variável, sob influência do local de origem, e diz respeito à proporção de argila, silte e areia no solo. A fração mais grossa (areia) indica grãos de tamanho entre 0,2 a 2 mm; a areia fina corresponde aos grãos com tamanho variando entre 0,05 e 0,2 mm. O tamanho de grão em solos siltosos varia entre 0,002 e 0,05; enquanto nos solos argilosos, as partículas são menores que 0,002 mm (SANTOS et al. 2018).

Dessas frações, a argila (com natureza coloidal) é a que possui maior superfície específica; ou seja, área disponível para alta retenção de cátions. A argila é constituída por uma grande variedade de minerais que apresentam cargas elétricas negativas, responsáveis pela capacidade de troca de cátions (CTC). Portanto, para fins de retenção química, a fração argila é a mais importante ao aprisionamento de diferentes tipos de poluentes (ROSA; ROCHA, 2003; CACHADA et al. 2018).

A poluição do solo pode ocorrer devido a um evento em particular, ou como resultado de uma série de eventos, os quais ficam confinados em determinada área, onde os contaminantes entram em contato com a matriz geológica. Nesta situação, é fácil identificar a fonte e o tipo de poluente (PATINHA et al. 2018).

As atividades antrópicas representam as principais fontes pontuais de poluição dos solos, sendo estas comumente verificadas em áreas urbanas. Isso significa alto risco à saúde pública, pois substâncias potencialmente tóxicas, provenientes de plantas industriais de diferentes segmentos, mineração, aterros, entre outras atividades, podem atingir solos e corpos hídricos, aumentando a chance de exposição da população a tais poluentes (DURÃES et al. 2018).

Em relação à poluição difusa, esta é mais complexa, pois apresenta vasta abrangência e origem; isto é, quando acumulada no solo, torna-se um desafio a identificação de sua fonte. A poluição difusa envolve o transporte de poluentes por meio de sistemas de ar/solo/água. Assim, para rastreá-la (o que nem sempre é possível), são necessários protocolos sofisticados que envolvem análises de amostras provenientes dos três compartimentos ambientais. Na verdade, é preciso destacar que na poluição difusa, a substância já sofreu transformações físico-químicas antes de atingir seu repositório final, o solo, por isso essa dificuldade em se identificar o tipo do contaminante e delimitar a extensão da área atingida. No entanto, sabe-se que a poluição difusa também tem impacto significativo à saúde pública. Na Figura 1, pode-se visualizar uma representação esquemática sobre algumas fontes difusas e pontuais de poluição, que atingem os compartimentos ambientais (DURÃES et al. 2018).

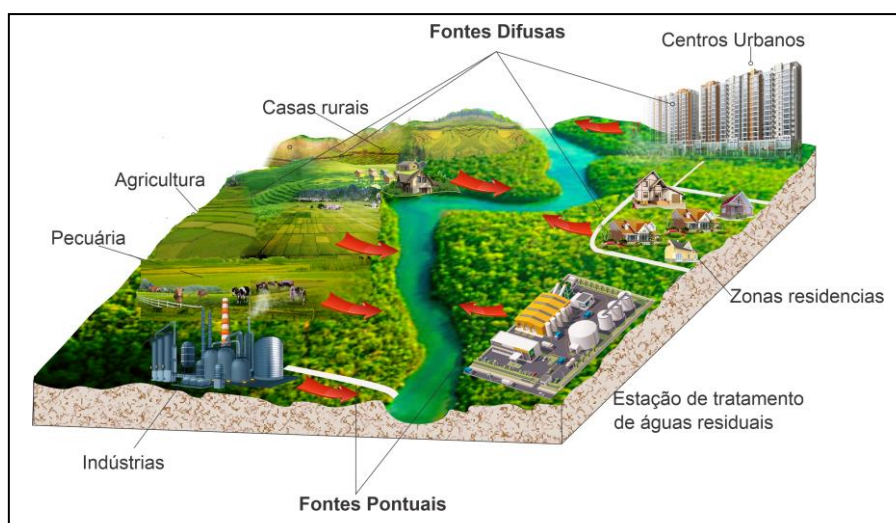


Figura 1. Atividades antrópicas que contribuem para a poluição ambiental (difusa e pontual).

Fonte: Autores.

4. TIPOS DE POLUENTES DO SOLO

Apesar da diversidade de substâncias poluentes do solo, estas podem ser divididas em dois grupos principais: substâncias orgânicas e inorgânicas. Como já mencionado, muitas delas podem ser encontradas naturalmente na composição do solo e, na verdade, os níveis encontrados dessas substâncias é que são indicativos da contaminação ou poluição dos solos (PATINHA et al. 2018).

As substâncias inorgânicas são normalmente denominadas de elementos potencialmente tóxicos (EPT), os quais incluem os chamados “metais pesados”, como cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn), além do metaloide arsênio (As), (PATINHA et al. 2018). Nas atividades antrópicas, os metais pesados configuram entre os principais subprodutos gerados em processos industriais, conforme indicado na Tabela 2:

Tabela 2. Atividades antrópicas e sua contribuição para diferentes EPT.

Atividade Antrópica	EPT: Metais Pesados							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Processos Industriais								
Baterias/eletródos								
Fertilizantes								
Ligas metálicas								
Medicamentos/cosméticos								
Mineração								
Papel								
Pigmentos								
Plásticos								
Preservantes de Madeira								
Queima de combustíveis fósseis								
Refinarias								
Têxtil								

Adaptado de Siegel (2002)

Os EPT são denominados poluentes prioritários, por sua não degradabilidade e persistência no meio ambiente, durante períodos longos de tempo. Esse comportamento, favorece a sua transferência e transporte para diferentes compartimentos ambientais, o que aumenta a abrangência da contaminação que atinge outros locais, nos quais a exposição de organismos vulneráveis pode ser bastante significativa (DURÃES et al. 2018; PATINHA et al. 2018).

Em ambientes adversos à fonte pontual, os EPT estarão sujeitos às condições do ambiente receptor; portanto, podem ocorrer transformações em suas formas químicas. Assim, nos solos, as novas espécies podem se apresentar na forma iônica, molecular, como quelantes, em misturas coloidais, o que lhes conferirá diferente mobilidade nas frações do solo, ou biodisponibilidade para interagir com organismos vivos (DURÃES et al. 2018; PATINHA et al. 2018).

A ordem de mobilidade e biodisponibilidade é condizente com a espécie química, sendo máxima quando estão sob forma de: i) íons trocáveis adsorvidos em partículas minerais ou orgânicas. A disponibilidade tende a diminuir em espécies: ii) quelantes ou colóides orgânicos; iii) incorporadas em constituintes inorgânicos; iv) incorporadas em

fases supergênicas, como oxihidróxido de alumínio e ferro, ou em argilominerais e (v) incorporadas à fase residual, na rede cristalina do mineral.

As espécies iônicas livres apresentam diferentes graus de toxicidade. Por exemplo, além de apresentar alta mobilidade, o Cr(VI) é tóxico e carcinogênico para organismos vivos, enquanto o Cr(III), em determinadas concentrações, não é tóxico para as plantas, sendo também considerado um oligoelemento, pois apresenta função metabólica em animais (ALLOY, 2013).

O Hg é outro exemplo que merece atenção, uma vez que suas espécies iônicas livres são bem menos tóxicas em comparação à molécula de metilHg. Nesta forma, o metal é bioacumulado através da adsorção, em diferentes compartimentos ambientais, sendo a água, a principal rota de transferência e transporte. Consequentemente, a bioacumulação do metilHg ocorre em até um milhão de vezes ao longo da cadeia alimentar aquática. A exposição dos seres vivos ocorre, principalmente, por meio da ingestão de peixes (ALLOY, 2013).

Vale destacar, portanto, que a mobilidade e disponibilidade dos EPT são dependentes da fase aquosa do solo e das características intrínsecas a cada elemento químico. Ou seja, a fase aquosa, em combinação com as características físico-químicas do elemento e do ambiente receptor, será preponderante à mobilidade e disponibilidade dos mesmos (DURÃES et al. 2018; PATINHA et al. 2018).

Em relação às substâncias orgânicas, as emissões vulcânicas, incêndios florestais são formas naturais que contribuem para o enriquecimento destas, de forma que suas concentrações podem superar os valores considerados de referência de qualidade (como já mencionado). Entretanto, também a contribuição proveniente das atividades humanas é a mais significativa para a poluição ambiental (DUARTE et al. 2018).

Existe uma lacuna de conhecimento científico sobre o comportamento e toxicidade de muitas substâncias orgânicas, embora o conhecimento empírico revele o quão são prejudiciais à saúde e ao meio ambiente. Apesar de estarem aquém do necessário, os estudos científicos foram essenciais às tomadas de decisão no que se refere à proibição, ou restrição de uso, de vários compostos orgânicos, como é o caso do dicloro-difenil-tricloroetano (DDT), o mais conhecido dentre os inseticidas do grupo dos organoclorados, muito utilizado e estudado no século XX (D'AMATO et al. 2002).

Os parâmetros mais importantes em relação à toxicidade das substâncias orgânicas são a persistência, a solubilidade (em água ou solventes orgânicos), a volatilização e os subprodutos resultantes da sua biodegradação.

Dentre a categoria de poluentes orgânicos merecem destaque os chamados Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), os quais são substâncias que apresentam meia vida longa no meio ambiente, devido à resistência à decomposição biológica, química e fotolítica (DUARTE et al. 2018).

Outra importante propriedade dos POPs se refere à semivolatilidade, o que lhes confere fácil transporte, via atmosfera, por longas distâncias, permitindo sua significativa distribuição espacial (ASHRAF, 2017).

Os POPs ainda são subdivididos em duas categorias principais: (i) provenientes de sínteses químicas, em processos industriais e (ii) provenientes da combustão de subprodutos, de processos industriais usos (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

No caso da combustão, a queima de diesel e gasolina está entre as principais fontes de exposição aos chamados hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). Devido à toxicidade e alto risco à saúde humana (como substâncias carcinogênicas), os HPAs são considerados prioritários pela *Environmental Protection Agency* (EPA) dos Estados Unidos e pela União Europeia usos (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

O solo atua como repositório muito eficiente para HPAs; tal fato, aliado à característica hidrofóbica das moléculas, faz com que estes sejam adsorvidos na matéria orgânica presente na fase sólida, favorecendo sua interação com organismos vivos. No entanto, em regiões polares predominam os POPs de compostos fenólicos, os quais são facilmente transportados no solo, pois podem ser dissolvidos em solução ou polimerizados em compostos húmicos, e degradados em condições aeróbicas (RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

A Convenção de Estocolmo, que entrou em vigor em 2004, à época, ratificada por mais de 50 países, é considerada o marco mundial sobre a restrição ao uso dessas substâncias. O Brasil aprovou o texto da Convenção via Decreto Legislativo nº 204/2004 e promulgou o texto em 2005, por meio do Decreto nº 5.472/ 2005. Na Tabela 3 são apresentados alguns POPs listados em três anexos (da Convenção), distintos pelo tratamento específico que recebem, bem como segmentos de atividades às quais estão associados.

Tabela 3. Alguns POPs listados pela Convenção de Estocolmo.

CONVENÇÃO DE ESTOCOLMO	AGROTÓXICO	PROCESSOS INDUSTRIAIS
ANEXO A (a serem eliminados)	Aldrin Dieldrin Endrin Hexaclorobenzeno (HCB) Lindano Pentaclorofeno	PCB Hexabromobifenil (HBB) Hexaclorobenzeno (HCB) Hexaclorobutadieno (HCBd) Naftalenos Policlorados Éterfenílicos
ANEXO B (uso restrito com perspectiva de ser eliminado)	DDT	Ácido Perfluorooctano Sulfônico (PFOS) e seus sais Fluoreto de Perfluorooctano Sulfonilato (PFOSF)
ANEXO C (produzidos não intencionalmente)		PCB Pentaclorobenzeno (PeCB) Dibenzo-p-Dioxinas Policloradas Dibenzofuranos (PCDD/PCDF) Hexaclorobutadieno (HCBd) Naftalenos Policlorados

Adaptado de: <http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/convencao-de-estocolmo>

Os POPs apresentam moléculas hidrofóbicas. Assim, estas ficam retidas na fase sólida, na matéria orgânica. Também, por serem lipofílicas podem acumular em tecidos gordurosos de organismos e enriquecer ao longo da teia alimentar. Na Figura 2 é apresentado um infográfico sobre a contaminação de um POP, a dioxina, indicando suas principais fontes e os efeitos adversos aos seres vivos.

De acordo com o infográfico, verifica-se que a contaminação dos solos pode causar danos irreversíveis à saúde humana. Isto é, a temática sobre “segurança alimentar” novamente ganha destaque, pois com o aumento da abrangência de áreas poluídas, se reduz o potencial de solos para plantio. Além disso, ainda que sejam produzidos alimentos, estes podem estar enriquecidos com substâncias tóxicas, tornando-os impróprios ao consumo.

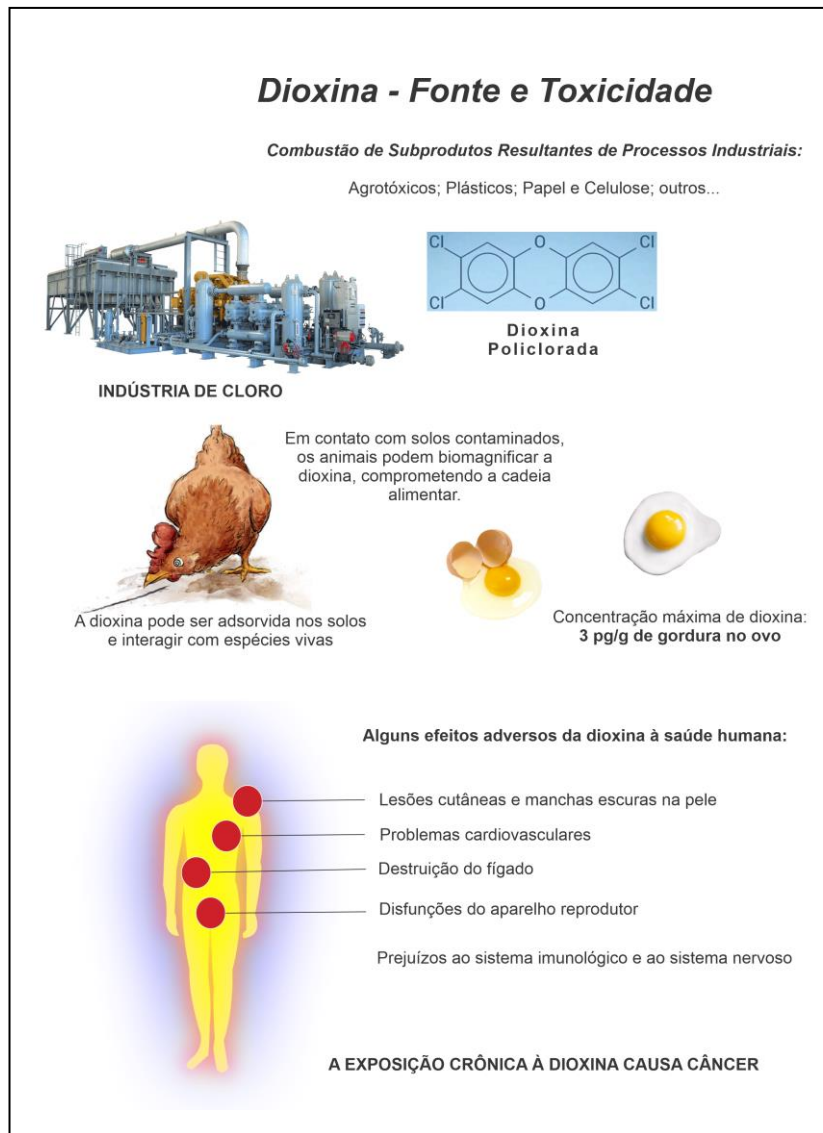


Figura 2. Esquema representativo sobre a contaminação de solos por POP (dioxina) e a toxicidade a organismos vivos.

Fonte: Autores.

Estimativas para 2050, sobre uma população mundial com cerca de nove bilhões de habitantes, se revelam como um dado “ameaçador”, já que o crescimento populacional resulta em um aumento exponencial de demandas por alimentos e água de qualidade. As estatísticas também indicam que, para o período, a produção global de alimentos deve aumentar em 70%; chegando a 100% nos países em desenvolvimento (MORGADO et al. 2018, RODRÍGUEZ-EUGENIO et al. 2018).

Para atender as demandas futuras, além da necessidade de programas eficientes sobre uso e ocupação do solo, a disponibilidade de solos de qualidade também deve ser priorizada. A preocupação da sociedade em geral e não pode ser apenas com a quantidade de alimento, mas também com os seus valores nutricionais, os quais dependem

diretamente da qualidade do solo. Somente “solos saudáveis” podem fornecer os serviços ecossistêmicos que garantam alimentos livres de contaminantes e com os níveis necessários de fibras e nutrientes.

5. SOLOS POLUÍDOS: EXISTE SOLUÇÃO?

Gerenciar áreas contaminadas é um dever preconizado pela Resolução CONAMA 420/2009, em âmbito federal. Portanto, a administração pública de estados e municípios precisam estudar mecanismos que promovam a gestão ambiental compartilhada, especificamente em relação à poluição de solos. No entanto, deve-se considerar que para qualquer gerenciamento de área contaminada (GAC) a meta final deve ser a recuperação do solo, com a garantia de proteção à saúde humana e ao meio ambiente.

O processo de recuperação (ou remediação) engloba uma série de requisitos regulamentares, os quais preveem avaliações de riscos ecológicos e à saúde. Normalmente, as autoridades ambientais esperam que programas de remediação envolvam estratégias que deem o enfoque na redução dos níveis de poluentes, priorizando minimizar, tanto quanto possível, a biodisponibilidade do poluente, o que resultará em risco reduzido. A escolha do protocolo mais apropriado para remediação dependerá fortemente do tipo de contaminante no solo.

De forma geral, no Brasil, o GAC inclui duas fases principais:

I. Fase de Identificação da Contaminação: na qual serão realizadas avaliações preliminares sobre o histórico de atividade no local, seguida de uma investigação confirmatória sobre potenciais poluentes encontrados;

II. Fase de Reabilitação: na qual será realizada a investigação detalhada, segundo normas e decretos destinados a esse fim, seguida da avaliação de risco e da apresentação de um plano de intervenção e monitoramento, de longo prazo.

O GAC só será finalizado quando a remediação do solo for comprovada; assim, tem-se a reabilitação da área para uso pretendido, o qual foi, previamente, declarado ao órgão ambiental, quando do início do processo de gerenciamento.

Diante do desenvolvimento das fases do GAC, serão utilizadas tecnologias de remediação de solo contaminado, que incluem basicamente três categorias: i) remediação *in situ*; ii) medidas restritivas solo, *in situ*; e iii) medidas drásticas no solo, *in situ* ou *ex situ*. Tanto mais rigorosa será a tecnologia, quanto indicado pelo gerenciamento. A remediação *in situ* visa restaurar as funções do solo, como fertilidade. Medidas mais

rigorosas (*in situ* ou *ex situ*) buscam eliminar riscos aos seres humanos, plantas e animais (WUANA; OKIEIMEN, 2011).

As tecnologias utilizadas em cada uma das categorias visam à retenção do contaminante na sua origem, por meio da utilização de tratamentos com substâncias adequadas para “armadilhar” (reter) o contaminante. Os tratamentos *in situ* são aplicados no local contaminado, sem a escavação ou remoção do solo. Enquanto no tratamento *ex situ*, o solo contaminado é escavado e/ou removido da superfície ou subsuperfície da área (WUANA; OKIEIMEN, 2011).

Existe uma variedade de tecnologias de remediação, dentre as quais se destacam a bioestimulação, bioaugmentação, fitorremediação, *soil vapor extraction*, *air sparging*, extração multifásica (*multi-phase extraction*), dessorção térmica, oxidação e redução química e barreiras reativas (MORAES et al. 2014). A Figura 3 apresenta um gráfico com as técnicas de remediação comumente utilizadas no Brasil para a reabilitação das áreas contaminadas (CETESB, 2012).

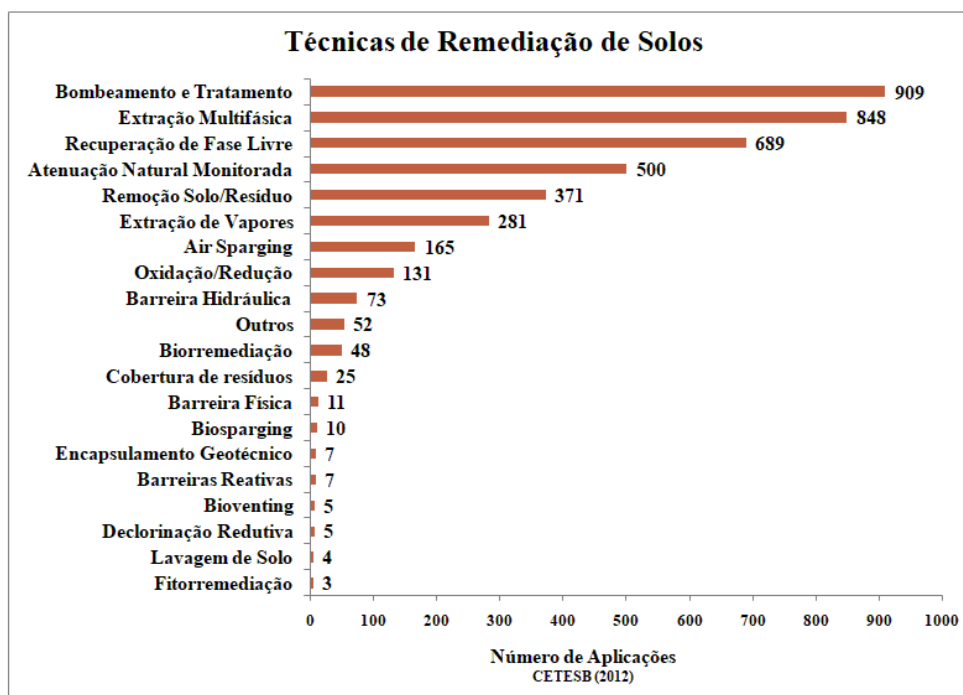


Figura 3. Técnicas comumente utilizadas para recuperação de solos, em 2012, segundo cadastro da CETESB.

Fonte: CETESB (2012).

Embora seja possível verificar a utilização de técnicas mais sofisticadas e eficientes para a remediação de solos brasileiros, especialistas no tema GAC chamam a atenção

sobre a debilidade de órgãos ambientais do país em apresentar pronta iniciativa às fases do GAC. Além disso, apesar de o número de empresas, que atuam no setor, ter crescido exponencialmente na última década, poucas apresentam *expertise*, infraestrutura e tecnologia adequadas à solução do problema. Conseqüentemente, o que se verifica na prática, são elevados custos financeiros para desenvolvimento de projetos de remediação e um dispêndio desnecessário de tempo (MORAES et al. 2014).

Ainda vale saber que a técnica de “bombeamento e tratamento”, mais utilizada em áreas contaminadas (Figura 3), que consiste no bombeamento da água subsuperficial à superfície, para posterior tratamento externo e remoção de contaminantes, foi apontada como ineficiente pelo *National Research Council* dos EUA (MORAES et al. 2014).

6. PERSPECTIVAS FUTURAS SOBRE A POLUIÇÃO DOS SOLOS

Solos contaminados se traduzem em riscos à saúde do ser humano, pelo contato direto, ou por meio da contaminação animais, plantas, águas subterrâneas e superficiais. Trata-se de uma questão ambiental que deve ser fiscalizada pelo poder público, já que são comuns as áreas poluídas estarem inseridas no tecido urbano. Portanto, quando abandonadas, estas frequentemente se tornam terrenos favoráveis a ocupações irregulares, o que expõe os moradores aos contaminantes, podendo agravar ainda mais a situação (SALINAS, 2015).

Embora o desafio em solucionar o problema tenha sido evidenciando tanto em países desenvolvidos, como nos de baixa e média renda, pode-se afirmar que, ao menos no caso do Brasil, um dos entraves ao fortalecimento das políticas ambientais que tratam desse assunto, se deve a questões financeiras. Isso porque, o embargo de áreas com potencial econômico pode representar uma decisão complicada já que existem conflitos de interesses, entre as diversas partes envolvidas.

Nesse sentido, no caso de investidores que tenham interesse em áreas contaminadas, é importante que as autoridades ambientais se atentem ao cumprimento da legislação, evitando-se riscos à saúde da população local. Também, para o equacionamento do problema, as autoridades ainda devem levar em consideração que é preciso recuperar as áreas degradadas, para se garantir solos de qualidade que possam desempenhar seus serviços ecossistêmicos às futuras gerações. Ou seja, é preciso investir em recursos humanos e em inovação tecnológica para que se tenha um retrocesso nas estatísticas sobre a poluição de solos e de outros compartimentos ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLOWAY, B. J. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils In: Heavy metals in soils. Springer, Dordrecht, 11-50p.
- ASHRAF, M.A. (2017). Persistent organic pollutants (POPs): a global issue, a global challenge. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 4223-4227.
- CACHADA, A.; ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. (2018). Soil and Pollution: An Introduction to the Main Issues In *Soil Pollution: From Monitoring to Remediation*, 1-28 p.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2018). Áreas Contaminadas. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/>>. Acesso em fevereiro de 2019.
- D'AMATO, C.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. (2002). DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental: uma revisão. *Química Nova*, 25 (6a): 995-1002.
- DE PAUL, V. O.; LAL, R. (2016). Towards a standard technique for soil quality assessment. *Geoderma*, 265: 96-102.
- DODDS, W. K.; SMITH, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams, *Inland Waters*, 6 (2):155-164.
- DUARTE, R. M. B. O.; MATOS, J. T. V.; SENESE, N. (2018). Organic Pollutants in Soils In: *Soil Pollution: From Monitoring to Remediation*, 103-126p.
- DURÃES, N.; NOVO, L. A. B.; CANDEIAS, C.; SILVA, E. F. (2018). Distribution, Transport and Fate of Pollutants In: *Soil Pollution: From Monitoring to Remediation*, 29-57p.
- LAL, R. (2016). Global food security and nexus thinking. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71 (4): 85A-90A.
- MORAES, S. L.; TEIXEIRA, C. E.; MAXIMIANO, A. M. S. (2014). Guia de Elaboração de Planos de Intervenção: Gerenciamento de Áreas Contaminadas. São Paulo: IPT, 398p.
- MORGADO, R. G.; LOUREIRO, S.; GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. N. (2018). Changes in Soil Ecosystem Structure and Functions Due to Soil Contamination In: *Soil Pollution*. Academic Press, 59-87p.

- MOURA, A. A. C.; CAFFARO FILHO, R. A. (2015). Panorama do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil após a resolução Conama 420/09. *Águas Subterrâneas*, 29- 202p.
- PATINHA, C.; ARMIENTA, A.; ARGYRAKI, A.; DURÃES, N. (2018). Inorganic Pollutants in Soils In: *Soil Pollution: From Monitoring to Remediation*, 127-159p.
- RODRÍGUEZ-EUGENIO, N.; MCLAUGHLIN, M.; PENNOCK, D. (2018). *Soil Pollution: A Hidden Reality*. Rome, FAO, 142p.
- ROSA, A. H.; ROCHA, J. C. (2003). Fluxos de matéria e energia no reservatório solo. *Química Nova na Escola*, 5: 7-17.
- SALINAS, V. C. F. (2016). Brownfields e suas consequências: um caso específico da operação urbana bairros do Tamanduateí. *Revista Labverde*, 2 (11): 52-74.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERA, J. F.; COELHO, M. R.; ... CUNHA, T. J. F. (2018). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Brasília, DF: Embrapa.
- SIEGEL, F. R. (2002). Sources and Origins of the Metals In: *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Springer, Berlin, Heidelberg, 15-44p.
- WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *International Scholarly Research Network - ISRN Ecology*, 1-20p.

**Capítulo
8****IMPACTOS AMBIENTAIS DE PESTICIDAS
SOBRE O SOLO**

Vitor Carvalho Ribeiro de Araújo; Tatiane Cristovam Ferreira; Márcio Luiz Moura Santos; Gabryele Silva Ramos; Gustavo Ramos Gomes

Araújo, V. C. R., Ferreira, T. C., Santos, M. L. M., Ramos, G. S. Gomes, G. R. Impactos Ambientais de Pesticidas sobre o Solo In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 128-143.

1. DINÂMICA DE TRANSPORTE E TRANSFERÊNCIA DOS PESTICIDAS NO AMBIENTE

Os pesticidas, após sua aplicação, podem ser desviados do alvo de diferentes formas, sendo distribuído nos compartimentos ambientais (atmosfera, solo, água e biota). Essa distribuição depende tanto de fatores externos, como tipo de solo (textura, estrutura, teor de matéria orgânica, pH, capacidade de troca catiônica, água, relevo, microrganismos), condições climáticas (temperatura, umidade, chuvas), estrutura molecular do princípio ativo e as propriedades físico-químicas (GEBLER; SPADOTTO 2008; CHRISTOFFOLETI et al. 2008).

A dissipação dos pesticidas no ambiente pode se apresentar em três condições: solúvel ou disponível, absorvida ou em equilíbrio dinâmico ou retidas na estrutura do solo (SANTOS, 2009).

Essas três formas, ao entrar em contato com o solo, planta e ar são motivadas pela interação dos processos de sorção (adsorção e absorção), transformação (degradação química e biológica) e de transporte (movimentação do herbicida no solo), podendo ocorrer por deriva, volatilização, lixiviação e carregamento superficial. O conjunto desses fatores alinhado com os métodos de aplicação e as formas de manejo irão contribuir para o comportamento dos compartimentos ambientais (SPADOTTO et al. 2010).

A partir dessa dinâmica é possível determinar o tempo e as principais formas de degradação, deslocamento e concentração dos herbicidas no ambiente. Ainda assim, a massa de concentração dos compostos que atingem o solo é relativamente incerta (GEBLER, et al. 2007; GEBLER; SPADOTTO, 2008).

Sabendo que, após aplicação do pesticida são muitos os destinos desses produtos, o conhecimento dos processos de transformação e transporte das moléculas é essencial para determinar os impactos ambientais, bem como classificar e mensurar a significância desses impactos (COSTA et al. 2012; POLETTI; COLLETTE; OMOTO, 2015). Entendendo-se que na dinâmica de transporte-transferência, tanto os organismos presentes no solo quanto na água e animais podem ser expostos a uma grande quantidade de poluentes e seus metabolitos (KORTEKAMP, 2011). Qualquer quantidade de pesticida que não atinja o alvo não terá o efeito desejado e representará uma perda agrônômica e uma fonte de contaminação ambiental.

Durante a aplicação, 30% a 50% do que foi aplicado não atinge o alvo, sendo perdida para o ar por meio da deriva (VAN DEN BERG et al. 1999). A deriva é o desvio da trajetória das partículas durante ou após a aplicação, resultando na perda do produto (SOUZA; CUNHA; PAVANI, 2011).

A deriva causada pelo vento é um dos problemas mais comuns referentes à aplicação. Entretanto, a ausência de vento também pode ser um problema, pois as gotas muito finas podem ficar suspensas no ar devido à estabilidade atmosférica e se dispersarem até vários quilômetros do local de pulverização (SPADOTTO et al. 2010). O transporte por meio da deriva pode contaminar uma cultura mais sensível num raio de até 15 km do local de aplicação, ou retornar ao solo com água da chuva, no processo de condensação (CORREIA, 2018).

Um dos fatores que contribui para sorção dos pesticidas pelas plantas e microrganismos é a capacidade de adsorção e dessorção que acontece no solo, sendo um importante regulador nos processos de lixiviação de pesticidas e da contaminação por meio do carregamento superficial. Logo, é um dos fatores mais importante pelo qual os pesticidas se tornam disponíveis nas zonas de influência direta e indireta (BOEIRA, 2008; CORREIA, 2007).

A adsorção é caracterizada pela fixação de uma substância dissolvida a uma superfície que pode ser sólida ou líquida. Os pesticidas podem ser adsorvidos às partículas coloidais do solo, ou sofrer repulsão e assim aumentar da sua concentração no solo (VIEIRA, 2005), sendo que a absorção é a penetração da molécula em um organismo através da membrana celular.

O processo de adsorção condiciona a disponibilidade dos pesticidas no solo (mobilidade), ou seja, quanto maior a capacidade de adsorção de um solo, menor a mobilidade do herbicida. Assim, o processo de retenção limita a dinâmica do produto no

ambiente e assim, os fatores que influenciarem essa retenção, também irão influenciar diretamente essa dinâmica (LAVORENTI, 2009).

Fatores como dose aplicada, solubilidade da molécula, características químicas, condições do ambiente, propriedade do solo (matéria orgânica e argila), quantidade de chuva após aplicação, estrutura da molécula, polaridade, pH do solo e umidade vão interferir na mobilidade dos pesticidas (GUIMARÃES, 1987).

A solubilidade dos pesticidas é um parâmetro importante para determinar o transporte e distribuição de uma substância no meio, quanto mais solúvel um pesticida, menor sua capacidade de adsorção. As moléculas mais solúveis tendem a ter coeficientes de adsorção relativamente baixos, bem como fatores de bioconcentração (SILVA; FAY, 2004). Um pesticida com baixa capacidade de adsorção terá maiores chances de ser perdido por lixiviação ou carregamento superficial (BEDMAR et al. 2011).

A lixiviação é o transporte do pesticida pelo perfil do solo, podendo contaminar os lençóis freáticos, águas superficiais e subterrâneas (HILLER et al. 2010). O processo de lixiviação reflete na qualidade do solo, uma vez que provoca a retirada do substrato e mudança na estrutura do solo, facilitando a erosão e acumulação de nutrientes à montante pelo escoamento superficial e pela percolação de pesticidas no solo, que por sua vez alimenta os aquíferos e altera a qualidade da água.

No carregamento superficial, a água que escoar na superfície do terreno vai levar as substâncias mais solúveis dissolvidas na solução do escoamento, enquanto as moléculas em suspensão são carregadas e aderidas ao sedimento transportado (argila e matéria orgânica) para fora do local de aplicação. Dependendo das práticas de manejo e conservação do solo, o destino do carregamento superficial será lagos, rios e açudes, provocando contaminação da água e dos sedimentos (OLIVEIRA et al. 2017; DORES et al. 2009), expondo assim os organismos aquáticos a níveis tóxicos de pesticidas.

Algumas métricas vão influenciar no peso que o carregamento superficial terá na dissipação de um produto fitossanitário no solo: condições climáticas, como volume e intensidade das chuvas; tipo de solo, pois em solos arenosos há menos escoamento superficial; teor de umidade do solo, uma vez que solos saturados intensificam o processo de carregamento; e cobertura do solo, que retarda a dinâmica de escoamento da água e inibe o transporte dos sólidos em suspensão (SPADOTTO, 2015).

A característica de solubilidade da molécula também vai favorecer a taxa de volatilização do pesticida. Dependendo das condições climáticas os herbicidas podem apresentar uma perda de 90% para atmosfera em relação à quantidade aplicada

(CARTER, 2000). Quanto maior a solubilidade em água menor será a tendência de volatilização. Outra propriedade que regula essa capacidade de volatilização é a pressão de vapor, que se refere a pressão exercida por um vapor em equilíbrio com um líquido em uma determinada temperatura.

Dependendo da pressão de vapor, o pesticida é classificado em não volátil, pouco, moderado ou muito volátil (CORREIA, 2018). Embora a pressão de vapor seja um parâmetro para volatilização, produtos com a mesma pressão de vapor podem apresentar taxas de volatilização distintas. Os herbicidas Clomazone e Trifluralina, por exemplo, possuem a mesma pressão de vapor ($1,1 \times 10^{-4}$ e $1,4 \times 10^{-4}$), porém o Clomazone tem menor taxa de volatilização devido a sua solubilidade (CHRISTOFFOLETI et al. 2008).

A capacidade de volatilização de um composto ainda vai depender da viscosidade das condições meteorológicas (direção e velocidade do vento, temperatura, umidade relativa, estabilidade atmosférica entre outras) e do manejo adotado (HAPEMAN, MCCONNELL; RICE, 2003). Sendo assim, esse é um importante parâmetro relacionado a dispersão de um pesticida no ambiente, por ser uma das principais vias de emissão para a atmosfera (BEDOS et al. 2002).

A transformação das moléculas em outros compostos que ocorre após a sua aplicação nas áreas agrícolas vai interagir e influenciar nos demais processos, pois apesar de avaliados de forma isolada, eles interagem entre si. As taxas de degradação das moléculas de alguns pesticidas são relativamente altas e os resíduos permanecem no ambiente. Outros, terão taxa de degradação mais rápida e completa, atingindo a sua mineralização (SPADOTTO, 2015). Dessa maneira, a persistência de um pesticida em um ambiente vai ser determinada pela degradação do composto e adsorção dessas partículas de solo (LUCHINI; ANDRÉIA, 2002).

No solo, acontece primordialmente a degradação biológica e a biodegradação ou a fotodegradação, pela ação da luz. Esses processos podem resultar em compostos com persistência e toxicidade maiores ou menores que a molécula original. A degradação exercida pelos microrganismos é um importante mecanismo de remoção dos pesticidas do solo (lembrando que quando a degradação não é completa, os produtos de degradação podem apresentar toxicidade superior que das moléculas originais) (GEBLER et al. 2007).

Sabendo em qual compartimento ambiental o pesticida vai ser depositado, é possível conhecer quais as principais formas de degradação que poderá ser exposto,

possibilitando uma estimativa de seu deslocamento, concentração e o tempo para seu desaparecimento.

2. DEGRADAÇÃO QUÍMICA DE HERBICIDAS NO SOLO

Dentre os pesticidas aplicados na agricultura, os herbicidas possuem o maior volume de uso. Além disso, os herbicidas são frequentemente aplicados diretamente sobre o solo como forma preventiva à infestação de plantas daninhas. Com isso, as concentrações desses produtos no solo tendem a ser maior, assim como o potencial de impacto dos mesmos sobre todo ecossistema edáfico.

A aplicação de herbicidas na agricultura possui dois alvos principais. Os primeiros e mais comuns são as plantas daninhas, e para isso utiliza-se produtos pós-emergentes. O segundo alvo é o solo e por isso são utilizados herbicidas capazes de atuar sobre o banco de sementes de plantas daninhas do solo, os chamados pré-emergentes. Porém, por conta da deriva, ou seja, todo produto que não atinge o alvo indicado e outros fatores como o escoamento superficial no solo, os herbicidas podem também atingir outros alvos como mananciais hídricos ou serem dispersos na atmosfera (CHRISTOFOLETTI, 1999). Ao contrário do que se é imaginado, ao atingir o solo ou até a água, esses produtos serão degradados e transformados em formas não tóxicas para o meio ambiente, o que pode variar é o tempo que isso levará (CORREA, 2018).

Para que o herbicida entre em processo de degradação, ou seja, transformação de sua estrutura molecular, ele tem que estar na solução do solo. Para isso, ocorrem os processos de sorção do herbicida com o solo, ou seja, ocorre a retenção das moléculas do herbicida com o solo (CHRISTOFOLETTI, et al. 2009), sendo assim possível que também ocorra o processo de degradação.

A degradação desses produtos pode ocorrer de duas formas, biótica ou abiótica. A degradação biótica (biodegradação) ocorre a partir de reações químicas provocadas por microrganismos. A degradação abiótica não tem nenhum organismo vivo como fator principal das transformações químicas, ocorrendo então a partir de ações de componentes físicos ou químicos do solo (CORREA, 2018).

Duas das principais formas da biodegradação é o catabolismo, onde a molécula herbicida original é a principal fonte de desenvolvimento do microrganismo, e o cometabolismo, no qual a degradação ocorre devido a reações metabólicas do

microrganismo presente, mas não tem a molécula herbicida como fonte primária (BOLLAG et al. 1990). No caso das transformações químicas, a hidrólise é a principal forma de degradação das moléculas do herbicida (GEBLER; SPADOTTO, 2008).

Essa reação é passível de ocorrer em diversos grupos químicos que compõem os principais pesticidas no mercado, como os ésteres de ácido carboxílico, que estão presentes, por exemplo, no 2,4-D (ZEPP et al. 1975) e até para as atrazinas (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005). Esta reação ocorre a partir da interação da água com a molécula herbicida, formando assim uma nova ligação. Porém, há outros tipos de degradação abiótica, como os processos de oxirredução, ou seja, quando ocorre a perda de elétrons entre as moléculas do herbicida e o meio (GEBLER; SPADOTTO, 2008). Além disso, pode ocorrer a fotodegradação das moléculas do herbicida. Nesse caso, a degradação ocorre devido a exposição dessas moléculas à luz solar na superfície do solo, ocorrendo assim a quebra das suas ligações químicas (ROMAN et al. 2007).

O comportamento da degradação das moléculas de determinado herbicida pode ser diferente de acordo com as características físicas, químicas e biológicas do solo (WANG et al. 2010), além das próprias características do herbicida. O Glyphosate é o principal herbicida comercializado no mundo (GALLI, 2009) e ele possui características de alta sorção no solo e rápida degradação por microrganismos (PRATA et al. 2003), fazendo com que esse herbicida seja de rápida degradação no solo. O tempo de meia vida pode variar entre 14 e 28 dias nas condições dos solos brasileiros (PRATA et al. 2005), sendo que a principal via de degradação é a transformação do glifosato em AMPA (ácido aminometilfosfônico).

Outro herbicida amplamente utilizado é o Ácido Diclorofenoxiacético (2,4-D), sendo um dos herbicidas mais antigos do mercado. Esse herbicida possui duas formulações principais que são comercializadas, o sal colina e amina, sendo que a formulação mais utilizada no mundo é a amina (MARCHESI, 2016). A degradação desse herbicida no solo é de aproximadamente 8 dias (AMARANTE, 2002) e, por isso, apesar de ser altamente solúvel em água, tende a não ter problema com lixiviação. Além disso, em contato com a água, esse ácido é hidrolisado ao ânion 2,4-diclorofenoxilato acético, se tornando mais sujeito à degradação (MACHADO, 2004).

Portanto, entender o comportamento dos herbicidas ao entrar em contato com o solo, conhecer as alterações que as moléculas sofrem e o tempo que isso pode levar a degradação dessas moléculas é de extrema importância na medida em que pode ajudar a diminuir contaminações de locais indesejados causadas por esses compostos químicos.

3. DEGRADAÇÃO BIOLÓGICA E IMPACTOS DE PESTICIDAS SOBRE MICRORGANISMOS EDÁFICOS

Os pesticidas pulverizados sobre as culturas agrícolas sofrem diferentes processos de decomposição, os quais os microrganismos presentes no solo são os principais agentes de modificação. Eles metabolizam os pesticidas gerando subprodutos como dióxido de carbono e água que serão disponibilizados para as plantas, e por isso podem minimizar o acúmulo de pesticidas no solo (VALARINI et al. 2003).

No entanto, os pesticidas podem afetar positivamente ou negativamente os microrganismos do solo. Estudos relatam relações positivas utilizando o herbicida glifosato e seu principal produto, o ácido aminometilfosfônico (AMPA), que também é relatado como indicador da toxicidade de glifosato sobre os microrganismos (AMARANTE JUNIOR et al. 2002).

Araújo (2003) analisou a degradação do glifosato em dois tipos de solos (latossolo e argissolo) com e sem histórico de aplicação de glifosato, e em ambos os solos, os microrganismos utilizaram o glifosato como fonte de carbono, aumentando a respiração microbiana. Os solos que sofreram aplicações de glifosato no laboratório (sem histórico) apresentaram maior respiração microbiana e maior produção de CO₂, que estão relacionadas com a fonte de carbono para o metabolismo e a degradação do herbicida pelos microrganismos, respectivamente.

Junior (2016) analisou o efeito da adição do glifosato mediante liberação de CO₂ e aumento da biomassa em fungos filamentosos pertencentes ao gênero *Fusarium* e bactérias. Dentre os resultados obtidos, o glifosato no solo não teve efeito negativo à população microbiológica, sendo que mesmo em altas concentrações o herbicida não inibiu o crescimento dos fungos.

Kremer, Means e Kim (2005) aplicaram o glifosato nos exsudados radiculares de duas cultivares de soja e obtiveram o crescimento de *Fusarium spp.* da rizosfera da soja. Esse tipo de organismo promove um aumento da área de absorção radicular das plantas, o que potencializa a utilização de água e nutrientes, como fósforo, nitrogênio e o potássio (GLOWA et al. 2003).

Entretanto, existem fungos micorrízicos que em determinadas concentrações são afetadas negativamente pelo glifosato. Os fungos *Hebeloma crustuliniforme*, *Laccaria laccata* e *Suillus tomentosum*, por exemplo, em concentrações acima de 10 ppm sofreram inibição (LAATIKAINEN; TANSKI, 2002).

Bactérias foram analisadas por Ampofo et al. (2009). Nesse estudo utilizou-se um inseticida (Dimetoato) e dois herbicidas (Paraquat e Glifosato) para verificar a população de *Rhizobium spp.* O número de organismos foi reduzido em 92,86% no solo tratado com Paraquat e 82,5% no solo tratado com Glifosato, já para o Dimetoato o crescimento de bactérias ainda se sucedia, entendendo que o inseticida não foi degradado ou a taxa de recuperação dos microrganismos foi lenta.

O crescimento populacional de microrganismos ocorre devido ao aumento da disponibilidade de nutrientes. Dessa forma, quanto maiores as quantidades de microrganismos mais rapidamente estes degradam os pesticidas. Entende-se que esse processo ocorre em quatro fases: adaptação ao novo substrato, crescimento acelerado (consumo de energia do substrato), fase estacionária (diminuição da multiplicação dos microrganismos pela redução do pesticida) e a fase de declínio ou morte, quando há o esgotamento da fonte de energia (MATTOS, 2015).

Os fungicidas podem da mesma forma que os herbicidas e inseticidas, causar efeitos sobre os microrganismos. Silva et al. (2005) ao avaliarem os efeitos dos fungicidas metalaxil e o fenarimol nos solos de região semiárida de cultivo de uva, eles apresentaram efeito negativo dentre todos parâmetros analisados. Porém, esse efeito foi provisório devido a reativação da microbiota original, que com o aumento da quantidade e atividade de microrganismos resistentes houve perda da competição dos fungos inibidos pelos fungicidas, ou pela degradação dos mesmos.

A temperatura e as doses dos pesticidas possuem influência nos microrganismos, como por exemplo, o fungicida iprodiona, que é utilizado em culturas como morango e tabaco. Wang et al. (2004) estudaram o efeito desse fungicida nas bactérias de dois tipos de solos com diferentes concentrações de Iprodiona. A população bacteriana foi alterada, porém se recuperou rapidamente na mais baixa temperatura (15° C) e com menor concentração de Iprodiona (5 µg g⁻¹). Com a mesma temperatura e com a dose maior (50 µg g⁻¹) os efeitos ocorreram de forma mais lenta. E com a temperatura de 30°C e a dose de 50 µg g⁻¹ de Iprodiona, a população bacteriana aumentou, porém não se recuperou após a incubação de 23 dias.

Ao estudar os efeitos não-alvo do Difenconazol (fungicida), Deltametrina (inseticida) e Etofumesato (herbicida) em parâmetros microbianos em solo franco-argiloso, Muñoz Leoz et al. (2013) aplicaram pesticidas nas amostras de solo diferentes concentrações (5, 50 e 500 mg kg⁻¹ DW), na dose de 5 mg kg⁻¹ de solo DW, não houve alterações significativas nos parâmetros microbianos, entretanto na dose de 500 mg kg⁻¹

de solo DW houve diminuição na atividade microbiana causando efeito negativo nas enzimas. Com exceção do inseticida, o fungicida e o herbicida na dose de 500 mg kg^{-1} de solo proporcionaram estresse na população microbiana do solo.

4. IMPACTO DE PESTICIDAS SOBRE ARTRÓPODES DO SOLO

O manejo de pragas, doenças e plantas daninhas na agricultura é feito majoritariamente via controle químico. Entretanto, o uso intensivo e indiscriminado de pesticidas e a falta de assistência técnica aos agricultores sobre a sua utilização, tem trazido uma série de transtornos e modificações para o ambiente, através de contaminação da fauna edáfica e da acumulação de resíduos nos segmentos bióticos e abióticos dos ecossistemas (PERES; MOREIRA, 2007).

As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (teor de matéria orgânica, textura, estrutura, relevo, pH, CTC, CTA, umidade, e perfil microbiano) e condições ambientais são determinantes no que diz respeito ao destino de moléculas biocidas, por exemplo, características físico-químicas e os atributos edafoclimáticos do ambiente.

A biodiversidade do Brasil é conhecida mundialmente, sendo a fauna edáfica um componente representativo dessa diversidade. Apesar de, em sua maioria, estar invisível ou estar dentro do solo ou serapilheira, os serviços ambientais gerados por esses organismos são por vezes, pouco reconhecidos. A decomposição da matéria orgânica, produção de húmus, ciclagem de nutrientes e produção de complexos agregadores do solo podem ser citados como as mais importantes atividades da biota edáfica (SILVA et al. 2012).

A mesofauna do solo, composta principalmente por ácaros e colêmbolos, exerce várias funções e atua em diversos processos que ocorrem no solo, sendo de fundamental importância para o equilíbrio desse ecossistema, além de ser exímia bioindicadora da qualidade ambiental (MORAIS et al. 2013; SILVA; AMARAL, 2013).

A cada ano tem se apurado o aumento da produção, comercialização e aplicação de pesticidas em todo mundo, sendo no Brasil, o maior consumo desde o ano de 2008 (CARNEIRO, 2015). Diante disso, se torna interessante a utilização de testes ecotoxicológicos para diagnosticar a situação, fornecendo informações viáveis quanto ao tipo de risco de exposição desses compostos (MACHADO, 2016). A toxicidade dos pesticidas não se limita aos seus organismos-alvo (HERNÁNDEZ et al. 2013).

Organismos são avaliados quanto à sobrevivência e/ou a reprodução e mostram o risco da aplicação desses compostos para artrópodes não-alvo na superfície do solo (CHELINHO et al. 2012).

O efeito de inseticidas carbamatos e fosforados no manejo de insetos-praga do milho em coleópteros predadores (Carabidae e Staphylinidae) e detritívoros (Nitidulidae) em comparação ao sistema de manejo de solo empregado na cultura foram menores (STINNER et al. 1986). Entretanto, muitos testes toxicológicos têm mostrado impacto significativo de inseticidas sobre componentes não-alvo do agroecossistema, como os inimigos naturais de pragas e os detritívoros. Como exemplo, o fipronil, ingrediente ativo pertencente à família dos fenilpirazóis, amplamente aplicado no controle de pragas agrícolas e que possui caráter físico-químico que permite maior persistência em solo e impacto na população de insetos alvo e não alvo, de meio terrestre e aquático (BONMATIN et al. 2014). Tal composto pode causar efeitos tóxicos e desequilíbrio de populações em organismos terrestres, como *Folsomia candida*, artrópode de alta influência sobre a ecologia microbiana e fertilidade do solo (OLIVEIRA FILHO; BARETTA, 2016). Logo, os efeitos do fipronil sobre a mesofauna do solo podem desencadear relevantes distúrbios ambientais.

As recomendações para o uso de pesticidas nos solos devem ser precedidas por estudos detalhados de fatores que afetem a precipitação, a adsorção e o transporte de tais resíduos. Além disso, os problemas ambientais poderiam ser drasticamente reduzidos se houvesse uma maior conscientização nas aplicações de pesticidas, controle de dosagens, manuseios dos recipientes, descargas de restos de produtos e lavagens dos galões (HERNÁNDEZ et al. 2013).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARANTE JUNIOR, O. P.; SANTOS, T. C. R.; BRITO, N. M.; RIBEIRO, M. L. (2002). Métodos de extração e determinação do herbicida glifosato: breve revisão. *Química Nova*, 25 (3): 420- 428.
- AMARANTE JUNIOR, O. P. et al. (2002). Revisão das propriedades, usos e legislação do Ácido 2, 4-diclorofenoxiacético (2, 4-D). *Cadernos de Pesquisa*, 13(1): 60-70.

- AMPOFO, J. A.; TETTEH, W.; BELLO, M. (2009). Impact of commonly used agrochemicals on bacterial diversity in cultivated soils. *Indian Journal of Microbiology*, 49 (3): 223-229.
- BEDMAR, F; DANIEL, P. E.; COSTA, J. L.; GIMÉNEZ, D. (2011). Sorption of acetochlor, S-metolachlor, and atrazine in surface and subsurface soil horizons of Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (9): 1990-1996.
- BEDOS, C.; CELLIER, P.; CALVET, R.; BARRIUSO, E.; GABRIELLE, B. (2002). Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 22: 21-33.
- BOEIRA, C. R. (2008). Adsorção e dessorção dos herbicidas diuron e tebutiuron em solos das áreas de afloramento do Aquífero Guarani na região de Ribeirão Preto In: *Uso agrícola RO Guarani no Brasil. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente*, 149-174p.
- BOLLAG, J. M. et al. (1990). Biological transformation processes of pesticides. *Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling*, 169-211p.
- BONMATIN, J. et al. (2014). Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research*, [s.l.], 22 (1): 35-67.
- CARNEIRO, F. F.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. D. S.; FRIEDRICH, K.; BURIGO, A. C. (2015). Dossiê ABRASCO – Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Parte 1. Rio de Janeiro: ABRASCO.
- CARTER, A. D. (2000). Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. *WEED RES. Weed Research*, 40: 113-122.
- CHELINHO, S.; LOPES, I.; NATAL-DA-LUZ, T.; DOMENE, X.; NUNES, M. E. T.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (2012). Integrated ecological risk assessment of pesticides in tropical ecosystems: a case study with Carbofuran in Brazil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31: 437-445.
- CHRISTOFFOLETI, P. J. et al. (2009). Comportamento dos herbicidas aplicados ao solo na cultura da cana-de-açúcar. Piracicaba: CP, 2: 72.
- CHRISTOFFOLETTI, J. C. (1999). Considerações sobre a deriva nas pulverizações agrícolas e seu controle. São Paulo: Teejet South América, 15p.
- CORREIA, F. V.; MERCANTE, F. M.; FABRÍCIO, A. C.; CAMPOS, T. M. P.; JUNIOR, E. V.; LANGENBACH, T. (2007). Adsorção de atrazina em solo tropical sob plantio direto e convencional. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 17: 37-46.

- CORREA, N. M. (2018). Comportamento dos herbicidas no ambiente. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Brasília.
- COSTA, R.; ROCHA, L. C. D.; FREITAS, J. A.; JÚNIOR, G. M. C.; SANTOS, O. M.; COUTO, E. O. (2012). Efeito de agrotóxicos usados na cultura do morangueiro sobre o predador *Phytoseiulus macropilis* (Banks) em laboratório, semicampo e campo no sul de Minas Gerais. *Revista Agrogeoambiental*, 4 (3).
- CRUCIANI, D. E., et al. (1996). Comportamento de herbicida em solo de várzea com drenagem subterrânea. *Scientia Agricola*, 53 (2-3).
- DORES, E. F. G. C. (2009). Environmental Behaviour of Metolachlor and Diuron in a Tropical Soil in the Central Region of Brazil. *Water Air Soil Pollut*, 197: 175-183.
- FAY, E. F.; SILVA, C. M. M. S. (2004). Comportamento e destino dos agrotóxicos no Ambiente Solo-água In *Agrotóxicos e Ambiente*. Embrapa, 107-131p.
- GALLI, A. J. B. (2009). A molécula glyphosate e a agricultura brasileira In: VELINI, E. D. et al. *Glyphosate*. Botucatu: FEPAF, 17-20p.
- GEBLER, L. et al. (2007). Dispersão dos Poluentes e seu Monitoramento na Agropecuária In: GEBLER, L.; PALHARES, J. P. (Orgs.). *Gestão Ambiental na Agropecuária*. 1.ed. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, cap.5, 107-162p.
- GEBLER, L.; SPADOTTO, C. A. (2008). Comportamento Ambiental dos Herbicidas. In: VARGAS, L. *Manual de manejo e controle de plantas daninhas*. Embrapa Uva e Vinho, 39-69p.
- GEBLER, L.; SPADOTTO, C. A. (2004). Comportamento ambiental de herbicidas In: VARGAS, L.; ROMAN, E. S. (ed.). *Manual de manejo e controle de plantas daninhas*. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 57-87p.
- GLOWA, K. R.; AROCENA, J. M.; MASSICOTTE, H. B. (2003). Extraction of potassium and/or magnesium from selected soil minerals by *Piloderma*. *Geomicrobiology Journal*, Abingdon, 20 (2): 99-111.
- GUIMARÃES, G. L. (1987). Impactos ecológicos do uso de herbicidas ao meio ambiente. *Série Técnica IPEF*, Piracicaba, 4 (12): 159-180.
- HAPEMAN, C. J.; McCONNELL, L. L.; RICE, C. P. (2003). Current United States Department of Agriculture-agricultural research service research on understanding agrochemical fate and transport to prevent and mitigate adverse environmental impacts. *Pest Management Scienci*, 59: 681-690.
- HERNÁNDEZ, A. F. et al. (2013). Toxic effects of pesticide mixtures at a molecular level: Their relevance to human health. *Toxicology*, [s.l.], 307: 136-145.

- HILLER, E.; SLAVOMIR C.; ZEMANOVA.L. (2010). Sorption, Degradation and Leaching of the Phenoxyacid Herbicide MCPA in Two Agricultural Soils. Polish Journal of Environmental Studies, 19 (2): 315-321.
- JUNIOR, J. V. C.; SELBACH, P. A.; ZÁCHIAAYUB, M. A. (2006). Avaliação do efeito do herbicida na microbiota do solo. Pesticidas: r. ecotoxicol. E meio ambiente, Curitiba, 16:21- 30.
- KORTEKAMP, A. (2011). Critical Revision and Development Perspectives of Herbicide Residues Analysis in Agro Ecosystems In: SMILJANIC, T.et al. (Orgs) Herbicides and Environment. 1 ed. Índia, 2011. cap.6, 125-150p.
- KREMER, R. J.; MEANS, N. E.; KIM, S. (2005). Glyphosate affects soybean root exudation and rhizosphere microorganisms. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 85:1165-1174.
- LAATIKAINEN, T.; TANSKI, H. H. (2002). Mycorrhizal growth in pure culture in the presence of pesticides. Microbiological Research, 157: 127-137.
- LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. M. DE. (2002). Dinâmica de Agrotóxicos no Ambiente In: AMBIENTE, Ministério Do Meio; AGRICULTURA, Fórum Nacional de Secretários de. (Org.). Programa de Defesa Ambiental Rural - Textos Orientadores. Brasília, 27-44p.
- MACHADO, A. F. (2004). Degradação do herbicida 2, 4-D por processos oxidativos avançados. Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Química, Curso de Pós-Graduação em Química, Setor de ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná, 97f.
- MACHADO, B. R. (2016). Avaliação da Toxicidade Ambiental do Agrotóxico Glifosato em Solo Utilizando como Bioindicador Minhocas da Espécie *Eisenia andrei*. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 63f.
- MARCHESI, B. B. (2016). Efeitos de formulações e intervalos sem chuva na absorção, translocação e eficácia de Glyphosate e 2, 4-D. Dissertação (Mestrado em Agricultura). Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP, Botucatu, 77f.
- MATTOS, M. L. T. (2015). Microbiologia do Solo In: NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. Recurso solo: propriedades e usos. 1ed. São Carlos: Cubo, v. 1, cap. 8, 250-272p.
- MORAIS, J. W.; OLIVEIRA, F. G. L.; BRAGA, R. F.; KORASAKI, V. (2013). Mesofauna In: MOREIRA. F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S.

- L. (Eds.). O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras: Editora da UFLA, 185-200p.
- MUÑOZ- LEOZ, B.; GARBISU, C.; CHARCOSSET, JEAN- YVES; SANCHEZ- PÉREZ, JOSÉ-MIGUEL; ANTIGÜEDAD, I.; RUIZ-ROMERA, E. (2013). Non-target effects of three formulated pesticides on microbially-mediated processes in a clay-loam soil. *Science of The Total Environment*, 449: 345-354.
- OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D. (2016). Por que devemos nos importar com os colêmbolos edáficos? *Scientia Agraria*, [s.l.], 17 (2): 21-40.
- OLIVEIRA, W. et al. (2017). Perdas de herbicida por escoamento superficial In: VI Congresso Estadual de Iniciação Científica e Tecnológica do IF Goiano, Goiânia.
- PERES, F.; MOREIRA, J. C. (2007). Saúde e ambiente em sua relação com o consumo de agrotóxicos em um pólo agrícola do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 23: S612-S621.
- POLETTI, M.; COLLETTE, L. de P.; OMOTO, C. (2008). Compatibilidade de agrotóxicos com os ácaros predadores *Neoseiulus californicus* (McGregor) e *Phytoseiulus macropilis* (Banks) (Acari: Phytoseiidae). *BioAssay*, 3: 1-14.
- PRATA, F. et al. (2005). Glyphosate behavior in a Rhodic Oxisol under no-till and conventional agricultural systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29.1: 61-69.
- PRATA, F. et al. (2003). Glyphosate sorption and desorption in soils with different phosphorous levels. *Scientia Agricola*, Piracicaba, 60 (1): 175-180.
- PRATA, F.; LAVORENTI, A. (2000). Herbicides behavior in soil: influence of organic matter. *Revista Biociência*, 6 (2):17-22.
- RODRIGUES, B. N.; DE ALMEIDA, F. S. (1998). Guia de herbicidas. Londrina: Iapar.
- ROMAN E. S.; BECKIE, H.; VARGAS, L.VARGAS, L.; HALL, L.; RIZZARDI, M. A.; WOLF, T. M. (2007). Como funcionam os herbicidas: da biologia a aplicação. Passo Fundo: Berthier, 159 p.
- SANTOS, J. S. (2009). Remediação de solos contaminados com agrotóxico pelo tratamento com radiação gama. São Paulo, 63 p.
- SILVA, C. M. M. S.; FAY, E. F.; VIEIRA, R. F. (2005). Efeito dos fungicidas metalaxil e fenarimol na microbiota do solo. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 15: 93-104.

- SILVA, J.; JUCKSCH, I.; FERES, C. I. M. A.; TAVARES, R. de C. J. (2012). Fauna do solo em sistemas de manejo com café. *Journal of Biotechnology and Biodiversity*, 3 (2): 59-71.
- SILVA, L. N., AMARAL, A. A. do. (2013). Amostragem da mesofauna e macrofauna de solo com armadilha de queda. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 8 (5): 108-115.
- SONGA, E. A.; OKONKWO, J. O. (2016). Recent approaches to improving selectivity and sensitivity of enzyme-based biosensors for organophosphorus pesticides: A review. *Talanta*, 155: 289-304.
- SOUTO, J. S. (2009). Diversidade da mesofauna edáfica como bioindicadora para o manejo do solo em Areia, Paraíba, Brasil. *Revista Caatinga*, 22 (3): 122-125.
- SOUZA, L. A; CUNHA, J. P. A. R; PAVANI, L. A. (2011). Eficácia e perda do herbicida 2,4-D amina aplicado com diferentes volumes de calda e pontas de pulverização. *Planta Daninha*, 29: 1149-1156.
- SPADOTTO, C. A. (2015). Comportamento e Destino Ambiental de Produtos Fitossanitários. *Avanços na Tecnologia de Aplicação de Produtos Fitossanitários*. Botucatu, SP.
- SPADOTTO, C. A. et al. (2010). Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Campinas, 46 p.
- STINNER, B. R.; KRUEGER, H. R.; MCCARTNEY, D. A. (1986). Insecticide and tillage effects on pest and non-pest arthropods in corn agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 15: 11-21.
- VALARINI, P. J.; de NARDO, E. A. B.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A.; CASTRO, V. L. S. S. (2003). Dinâmica e efeitos de agrotóxicos no meio ambiente In: FREIRE, F. C. O.; CARDOSO, J. E.; VIANA, F. M. P. (Ed.). *Doenças em fruteiras tropicais de interesse agroindustrial*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 625-687p.
- VAN DEN BERG, F.; KUBIAK, R.; BENJEY, W. G.; MAJEWSKI, M. S.; YATES, S. R.; REEVES, G. L.; SMELT, J. H.; VAN DER LINDEN, A. M. A. (1999). Emission of pesticides into the air. *Water Air Soil Poll*, 115: 195-218.
- VIEIRA, E. M. (2005). Avaliação da contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em uma micro-bacia do rio paraíba do sul. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Ciências e Tecnologias, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes – RJ, 104f.



- WANG, W. et al. (2010). Influence of soil factors on the dissipation of a new pyrimidinyloxybenzoic herbicide ZJ0273. *Journal of agricultural and food chemistry*, 58 (5): 3062-3067.
- WANG, Y.S.; WEN, C.Y.; CHIU, T.C.; YEN, J.H. (2004). Effect of fungicide iprodione on soil bacterial community. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59: 127-132.
- ZEPP, R. G. et al. (1975). Dynamics of 2, 4-D esters in surface waters. Hydrolysis, photolysis, and vaporization. *Environmental Science & Technology*, 9 (13): 1144-1150.

**Capítulo
9****MONITORAMENTO DE SOLUÇÃO DO SOLO
CULTIVADO E CONSERVAÇÃO**

Edilson Ramos Gomes; Valdemício Ferreira de Sousa; Fernando Broetto

Gomes, E. R., Sousa, V. F., Broetto, F. 2019. Monitoramento de Solução do Solo Cultivado e Conservação In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 144-152.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos naturais vêm passando por um processo de degradação constante causado pelo homem, recursos esses que são de suma importância para o meio ambiente e para sobrevivência de animais e planta. Entre esses recursos naturais, o solo é um dos mais importantes, pois é utilizado para produção de alimentos.

O solo desenvolve múltiplas funções no ciclo da água e nos ciclos dos nutrientes, e, além disso, é importante para a sustentabilidade dos ecossistemas naturais, como as florestas primárias e os campos. Com a modificação dos sistemas de produção desenvolvido pela atividade humana, e a capacidade de produção melhorada, a conservação dos recursos naturais tem diminuída (GOMES et al. 2015).

Assim, a degradação das propriedades físico-química dos solos constitui um prejuízo socioeconômico para as gerações atuais e um enorme risco para as gerações que estão por vir. São muitos os processos que levam à degradação do solo e dos sistemas de produção. De modo geral, ocorrem em duas fases: uma denominada degradação agrícola e, a outra, degradação biológica (WADT, 2003).

Na degradação agrícola, o processo inicial no qual o sistema apresenta perda da produtividade econômica pode ser ocasionado por salinização do solo ou por solos salinos, que são comuns principalmente nas regiões semiáridas e áridas do Brasil e no mundo. Esses lugares apresentam baixo índice pluviométrico e quando associado a drenagem deficiente, favorece à formação de sais em alta concentração no solo (PEDROTTI et al. 2015). Quando o solo apresenta grandes índices de sais na sua composição, causa o comprometimento da germinação de sementes, assim como o impedimento na absorção de água e efeitos tóxicos, quando absorvido altos níveis de Na⁺ e Cl⁻ (SOARES et al. 2015).

Estima-se que cerca de 3,0 % de toda superfície terrestre apresenta índices de salinização, por procedimentos naturais intrínsecos ou em decorrência de atividades antrópicas distribuídas nos continentes como a Ásia, América do Sul, Austrália e África (FAO, 2011). No Brasil, o estado do Rio Grande do Sul, região do Pantanal Matogrossense e a região semiárida do Nordeste apresentam zonas com solos salinos e sódicos (PEDROTTI et al. 2015).

A salinidade causa diferentes efeitos nas plantas, como redução no crescimento das folhas, raízes, altura da planta, bem como diminuição na condutância estomática e fotossíntese. Isso porque, os sais acumulam-se nos tecidos em desenvolvimento em concentrações que inibem o crescimento meristemático que é alimentado em grande parte pelo floema (TAIZ; ZEIGER, 2013). Esses sais que estão presentes na solução do solo, de modo geral, podem ser monitorados via extrator de solução. Esse instrumento permite acompanhar a condutividade elétrica e o pH do solo, e assim verificar se o solo está passando por algum processo de salinização.

Do mesmo modo, a realização de práticas de conservação e monitoramento do solo são essenciais para garantir o equilíbrio mineral e a fertilidade nos diferentes tipos de solo que existem nos seus respectivos ecossistemas. Essas práticas a serem desenvolvidas em áreas degradadas ou em processo de degradação tem que ser economicamente viável e sustentável.

2. MONITORAMENTO DA SOLUÇÃO DO SOLO

O uso demasiado de fertilização no campo combinado com a irrigação excessiva, tem trazido prejuízos à produção agrícola. Com a aplicação da fertirrigação, técnica essa que leva os nutrientes via irrigação, observa-se que tem aumentado as áreas com solo salinizado, principalmente em ambiente protegido (GOMES et al. 2015).

Deste modo, o monitoramento da fertirrigação deve ser realizado como forma de prevenção da degradação do solo e para avaliar o manejo em si. Além disso, o manejo via solução do solo tem como objetivo verificar o impacto causado no solo, de tal forma que possam influenciar no desenvolvimento das plantas, e com isso auxiliar na aplicação dos fertilizantes observando a concentração da solução aplicada no solo e a distribuição dos nutrientes no perfil do solo (LOPES et al. 2010).

Esse monitoramento auxilia a prevenir e a minimizar a poluição de água subterrânea com nitrato, pois o controle dos sais no solo é necessário, visto que as taxas de nitrogênio

aplicadas anualmente no solo aumentam, além dos fatores intervenientes na mobilidade do ânion no solo (SPALDING et al.1982).

2.1 Metodologias de monitoramento de solução do solo

O monitoramento da solução do solo consiste na extração da mesma de tal forma que: utiliza-se um extrator, instrumento composto por tudo de PVC na constituição de seu corpo, coletor de solução, borracha de vedação e em uma das extremidades uma cápsula porosa (Figura 1). Após a instalação do equipamento no solo é aplicado uma pressão nos extratores de 70 kPa por meio de uma bomba de vácuo. Os extratores devem ser instalados a uma profundidade de interesse para monitoramento no perfil do solo (GOMES, 2016).

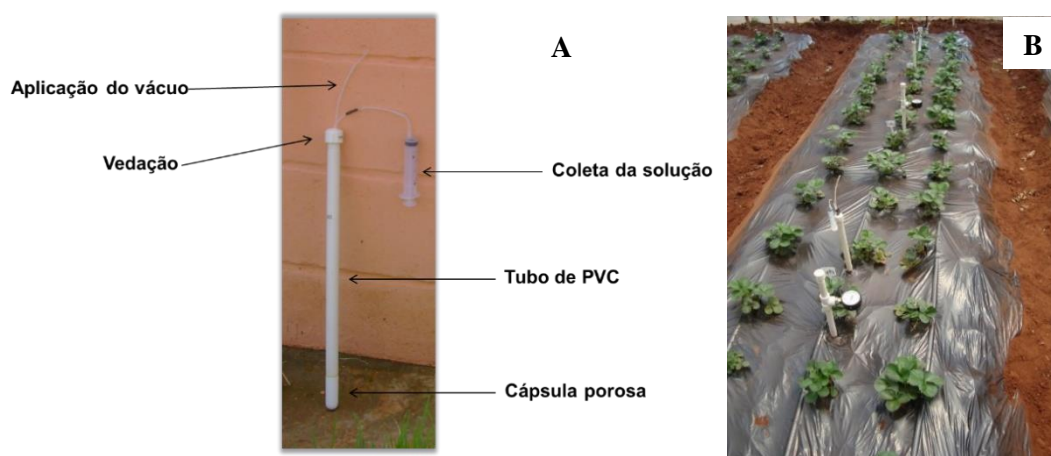


Figura 1. A) Constituição de um extrator de solução. B) Instrumento instalado no solo para monitoramento da solução.

Fonte: Autores.

O solo deve apresentar teor de água próximo a capacidade de campo. Em seguida, aplica-se o vácuo no extrator e aguarda-se 12 minutos para a extração da solução (Figura 2). Após a extração da solução, deve-se verificar os índices de condutividade elétrica e pH. Tais índices devem atender o indicado para cada tipo de cultura. Os valores de condutividade elétrica da solução e pH podem ser alterados em função do teor de água presente no solo (GOMES, 2016).



Figura 2. Extração de solução do solo. A) Vácuo aplicado. B e C) Armazenamento da solução.

Fonte: Autores.

Richards (1954) realizou a classificação dos solos salinos com base nos efeitos da salinidade sobre as plantas e do sódio trocável sobre as propriedades do solo (classificação dos solos em três categorias: salina, sódica e salina) como observa-se na Tabela 1. A classificação estabelece o valor da condutividade elétrica (CE) para distinguir solos salinos dos não salinos, é fixado em 4 dS m^{-1} . Para sódio no solo a classificação fixa percentagem de sódio trocável (PST) no índice > 15 . Alguns estudos na literatura mostram efeitos do sódio sobre a estrutura do solo em menores níveis, sendo mais adequado considerar-se sódico os solos com $\text{PST} > 7$ (PIZARRO, 1978).

Tabela 11. Classificação dos solos afetados por sais, segundo Richards (1954).

Classificação	CE _{es} (dS m ⁻¹ a 25 °C)	PST (%)	pH
Solos sem problemas de sais	< 4	< 15	< 8,5
Solos salinos	> 4	< 15	< 8,5
Solos salino-sódicos	> 4	> 15	≥ 8,5
Solos sódicos	< 4	> 15	≥ 8,5

Percentagem de Sódio Trocável (PST); Efeitos da salinidade na condutividade elétrica (CE_{es})

Em estudo realizado por Gomes (2016), observou que o solo apresenta uma dinâmica muito grande no que se diz respeito à condutividade elétrica (CE) e pH na solução do solo (Figura 3). No estudo em questão, nota-se que os valores de CE e pH apresentam variações em função do manejo de irrigação, fertilizante e da cultura. Assim, evidencia que esses fatores quando não manejados corretamente, podem levar à inviabilização ou a degradação do solo.

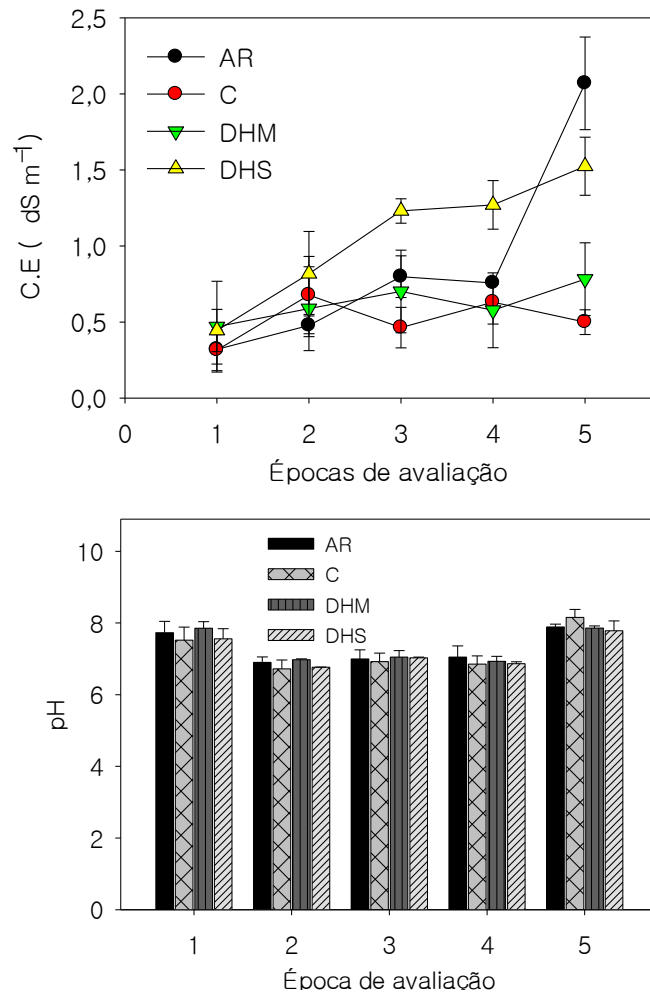


Figura 3. Monitoramento da condutividade elétrica (CE) e pH com base na solução do solo em ensaio com diferentes épocas de avaliações, diferentes águas de irrigação, lâminas de irrigação. (AR: Água residuária; C: controle com água potável; DHM: deficiência hídrica moderada com água potável e DHS: deficiência hídrica severa com água potável).

3. PRÁTICAS DE CONSERVAÇÃO DOS SOLOS

A agricultura moderna tem causado sérias mudanças no meio ambiente. Entre essas mudanças destaca-se a erosão. O processo erosivo remove os nutrientes depositados na camada superficial do solo logo após a retirada da vegetação presente no local, conduzindo-o à degradação em poucos anos (MARIOTI et al. 2013).

No processo erosivo ocorre perdas de solo, nutrientes e água que são intensificados por regimes pluviométricos altos e pela exposição direta do solo ao contato com a água das chuvas, além da mineralização da biomassa vegetal em função do uso de fogo para a limpeza das áreas agrícolas. Por esse motivo, não utilizar o fogo como uma forma de

limpeza ou desmatamento de novas áreas a serem cultivadas é fundamental para reduzir ou minimizar os processos erosivos (PORTELA et al. 2010).

Na erosão, ocorre a perda de nutrientes, em especial o fósforo (P), um elemento importante para as plantas e que se encontra em baixas disponibilidade nos solos. Em condições naturais, a maior parte do P ligeiramente disponível para as plantas está armazenada na biomassa vegetal, e, no processo de desmatamento e queima, esse nutriente é incorporado às cinzas, agindo assim como o principal responsável pelos melhores índices de produtividade nas áreas agrícolas nos primeiros anos após o desmatamento (GUIMARÃES et al. 2015).

Ao retirar a vegetação nativa no processo de desmatamento e em seguida realizar a queimada, inicia-se a rápida diminuição das quantidades de nutrientes assimilável no solo. Isso promove, de forma invariável, a perda de capacidade produtiva das áreas cultivadas (CÂNDIDO et al. 2015). Os danos ocasionados pela erosão dependem de dois processos principais:

- a) Exposição do solo ao contato direto com as gotas de chuva;
- b) Enxurrada.

Sendo assim, as práticas conservacionistas têm por objetivo minimizar a intensidade dos processos de erosão, bem como o uso de instrumentos que auxiliem no monitoramento do solo de tal forma que permita diagnosticar o momento certo de realizar a manutenção desses locais. Entre as práticas conservacionistas destaca-se o uso do plantio direto, formação de cobertura do solo e construção de terraços - Figura 4 (LIMA et al. 2013).

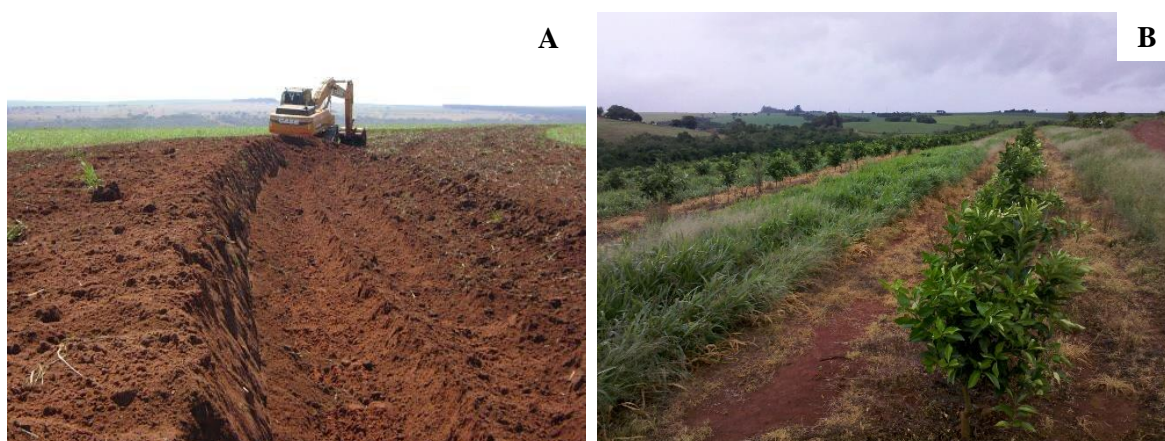


Figura 4. A) Construção de terraço em área agrícola. B) Formação de cobertura verde do solo em área de culturas perenes.

Fonte: Lima et al. 2013.

Essas práticas de conservação ajudam a diminuir o impacto direto das gotas de chuva no solo que causa a desagregação das suas partículas, tornando-as mais suscetíveis ao arraste mecânico motivado pelo escoamento superficial das águas. Esse processo, conhecido como erosão laminar, ainda promove a retirada da matéria orgânica do solo, além de prejudicar as características físicas da área, especialmente a porosidade e a capacidade de retenção da água. O fechamento dos poros do solo pelas partículas desagregadas dificulta a infiltração das águas das chuvas e, assim, promove o escoamento superficial, influenciando ainda mais o transporte dessas partículas pela enxurrada (WADT, 2003; POEPLAU; DON, 2015).

Outro fator que influencia é a declividade do terreno. Quanto maior a declividade, maior será o volume de solo removido pela enxurrada. Deste modo, os mais graves danos causados pela erosão, podem ocasionar a formação de sulcos ou voçorocas (WADT, 2003).

Sendo assim, a adoção de práticas de conservação do solo visa diminuir os efeitos dos principais processos erosivos (exposição e enxurrada), visando a sustentabilidade e a exploração econômica, com a preservação dos recursos naturais. É importante lembrar que essas práticas de conservação do solo não eliminam a necessidade de adubação, já que as perdas de nutrientes não cessam inteiramente, incidindo também por meio dos produtos agrícolas ou animais (WADT, 2003; OLIVEIRA et al. 2010).

É recomendado para sistemas de pastagens como boas práticas de manejo, a rotação de pastos e o plantio de leguminosas. Esses manejos melhoraram a qualidade da forragem, fornece nitrogênio à gramínea e promovem maior desenvolvimento vegetativo. Para as áreas com culturas perenes, anuais e florestais, as práticas recomendadas de conservação são: plantio de direto, construção de terraços, plantio em nível e curvas de nível (OLIVEIRA et al. 2010).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A gestão dos recursos naturais deve ser levada mais a sério, pois a boa gestão desses recursos implica garantir a sobrevivência de animais e vegetais, além da produção de alimentos. Também, há a necessidade de adoção de técnicas e sistemas de manejo que favoreçam a recuperação de áreas degradadas de forma mais rápida e eficiente.

Salienta-se a importância do desenvolvimento de pesquisas que visem a recuperação de solos degradados por erosão ou salinização, de tal maneira que viabilize o uso de novos processos ou métodos de conservação em regiões que sofrem com essa problemática. Além disso, realizar o monitoramento das áreas agrícolas de forma que permita antecipar o processo de degradação, e, através dessas informações realizar melhorias que permitam a correção da problemática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CÂNDIDO, G. A.; NÓBREGA, M. M.; FIGUEIREDO, M. T. M.; SOUTO MAIOR, M. M. (2015). Avaliação da sustentabilidade de unidades de produção agroecológicas: um estudo comparativo dos métodos IDEAS e MESMIS. *Ambiente & Sociedade*, 18 (3): 99-120.
- FAO- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture*. Roma: FAO. 50p.
- GOMES, E. R. (2016). Aplicação de água residuária e deficiência hídrica em espécies de interesse agrônomo. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrônomicas/ Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu, SP, 161p.
- GOMES, E. R., BROETTO, F., QUELUZ, J. G. T., BRESSAN, D. F. (2015). Efeito da fertirrigação com potássio sobre o solo e produtividade do morangueiro. *Revista Irriga*, (1): 107-122.
- GUIMARÃES, N. F.; GALLO, A. S.; SANTOS, C. C.; MORINIGO, K. P. G.; BENTOS, A. B.; CARVALHO, E. M. (2015). Avaliação da sustentabilidade de um agroecossistema pelo método MESMIS. *Scientia Plena*, 11 (5): 1-11.
- HESPANHOL, I. (2015). A inexorabilidade do reúso potável direto. *Revista DAE*, 63 (198): 63-82.
- LIMA, J. S. S.; SOUZA, G. S.; SILVA, S. A. (2013). Distribuição espacial da matéria orgânica, grau de floculação e argila dispersa em água em área de vegetação natural em regeneração e pastagem. *Revista Árvore*, 37 (3): 539-546.
- LOPES, L. N.; SOUZA, C. F.; SANTORO, B. L. (2010). Utilização da TDR para monitoramento da solução de nitrato de potássio em latossolo vermelho-amarelo. *Engenharia Agrícola*, 30 (5): 932-947.

- MARIOTI, J.; BERTOL, I.; RAMOS, J. C.; WERNER, R. S.; PADILHA, J.; BANDEIRA, D. H. (2013). Erosão hídrica em semeadura direta de milho e soja nas direções da pendente e em contorno ao declive, comparada ao solo sem cultivo e descoberto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37 (5): 1361-1371.
- OLIVEIRA, J. R.; PINTO, M. F.; SOUZA, W. J.; GUERRA, J. G. M.; CARVALHO, D. F. (2010). Erosão hídrica em um Argissolo Vermelho-Amarelo, sob diferentes padrões de chuva simulada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola & Ambiental*, 14 (2): 140-147.
- PEDROTTI, A., CHAGAS, R. M., RAMOS, V. C., PRATA, A. P. N., LUCAS, A. A. T., SANTOS, P. B. (2015). Causas e consequências do processo de salinização dos solos. *Revista em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 19 (2): 1308-1324.
- PIZARRO, F. (1978). *Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos*. Madrid: Agrícola Espanhola, 525 p.
- POEPLAU, C.; DON, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200: 33-41.
- PORTELA, J. C.; COGO, N. P.; BAGATINI, T.; CHAGAS, J. P.; PORTZ, G. (2010). Restauração da estrutura do solo por sequências culturais implantadas em semeadura direta, e sua relação com a erosão hídrica em distintas condições físicas de superfície. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34 (4):1353-1364.
- RICHARDS, L. A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Washington D.C., U.S. (USDA Agriculture Handbook, 60). Salinity Laboratory, 160p.
- SOARES, M. M., JUNIOR, H. C. S., SIMÕES, M. G., PAZZIN, D., SILVA, L. J. (2015). Estresse hídrico e salino em sementes de soja classificadas em diferentes tamanhos. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 45 (4): 370-378.
- SPALDING, R.F.; EXNER, M.E.; LINDAU, C.W.; EATON, D.W. (1982). Investigation of sources of groundwater nitrate contamination in the Burbank Wallula area of Washington, USA. *Journal of Hydrology*, 58: 307-324.
- TAIZ, L; ZEIGER, E. (2013). *Fisiologia vegetal*. 5.ed. Porto Alegre: Artmed, 918 p.
- WADT, P. G. S. (2003). *Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas*. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 29 p.

**Capítulo
10****RESTAUO DE ÁREAS DEGRADADAS :
IMPACTOS GERADORES E PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Fernando Periotto; Alexandre Camargo Martensen

Periotto, F., Martensen, A. C. 2019. Restauo de Áreas Degradadas: Impactos Geradores e Processos de Restauração Ecológica In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 153-162.

1. INTRODUÇÃO

A Organização das Nações Unidas (ONU) declarou a década de 2021-2030 como a Década da Restauração de Ecossistemas, de modo a fomentar a restauração em diversos biomas, auxiliar na luta contra as mudanças climáticas, garantir a soberania alimentar, o suprimento de água e a conservação da biodiversidade (FAO, 2019). Quase metade das áreas terrestres do planeta já apresenta capacidade abreviada de provimento de serviços ecossistêmicos, representando uma redução de aproximadamente 20% de benefícios provindos dos ambientes naturais, e também dos campos agrícolas, das pastagens e plantações florestais (DAILY, 1995). Dessa maneira, reabilitar essas áreas é de profunda importância, seja para garantir a produção de alimentos, biocombustíveis e fibras, ou seja para garantir a manutenção dos ciclos biogeoquímicos e a conservação da biodiversidade (HOBBS; NORTON, 1996).

Essa necessidade de restaurar ambientes naturais fez proliferar uma série de iniciativas de restauração de ampla escala. No Brasil, o exemplo mais emblemático é o Pacto para a Restauração da Mata Atlântica, cuja meta central é viabilizar a restauração de 15 milhões de hectares do bioma até 2050 (<https://www.pactomataatlantica.org.br/>). Nas Américas, a Iniciativa 20x20 (<https://initiative20x20.org/>), da qual o Brasil é signatário, objetivando restaurar 20 milhões de hectares até 2020, na África a AFR100 (<http://afr100.org/>), buscando colocar 100 milhões de hectares em restauração até 2030, e o desafio de Bonn (<http://www.bonnchallenge.org/>), que objetiva a restauração de 150 milhões de hectares das áreas desmatadas do planeta até 2020 e 350 milhões até 2030 são alguns exemplos. Todas essas iniciativas contribuem para uma necessária mudança de

visão no manejo de paisagens e dos recursos naturais, que foi chamada de “cultura de restauração para o século XXI” (ARONSON; ALEXANDER, 2013).

2. DEGRADAÇÃO AMBIENTAL, PERDA E FRAGMENTAÇÃO DO HÁBITAT

A degradação ambiental no Brasil possui um longo histórico e está em plena continuidade, de modo que vastas áreas com seus representantes bióticos nativos foram e continuam sendo suprimidos, particularmente por ações antrópicas desordenadas em propriedades rurais e em áreas urbanizadas.

Machado et al. (2013) bem como Hora et al. (2015) afirmam que, no Brasil, as atividades antrópicas decorrentes do crescimento econômico como, construção de estradas, atividades industriais e agrícolas mal planejadas e formação de pastagens, resultam em 10% de área degradada no país.

Na atualidade, as principais atividades responsáveis pelo desmatamento das florestas brasileiras no país são o agronegócio e o extrativismo, além da má gestão dos resíduos urbanos. No Brasil, a área verde natural constitui-se principalmente pela Floresta Amazônica e pela Mata Atlântica, as quais já correm riscos, em especial esta última que apresenta 93% de sua área total em território brasileiro destruída. A floresta amazônica também apresenta considerável parcela devastada, ou seja, aproximadamente 15% de sua área total.

A degradação ambiental ocasiona a perda das funções ecossistêmicas e consequentemente a incapacidade da manutenção dos serviços ecossistêmicos afetando negativamente os modos de vida e a segurança alimentar de bilhões de pessoas no mundo (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Associadas à degradação ambiental estão a perda e a fragmentação do hábitat. Uma recente revisão indica que a perda e a fragmentação do hábitat continuam entre as principais ameaças à biodiversidade e apresentam potencial de amplificação de seus riscos com os efeitos sinérgicos das mudanças climáticas (MAXWELL et al. 2016). É importante ressaltar que a perda e a fragmentação do hábitat são processos distintos, sendo que a perda envolve apenas a redução do hábitat, sem a quebra do remanescente em ambientes descontínuos, que no caso seria o processo de fragmentação do hábitat (FAHRIG, 2019).

Embora a fragmentação do hábitat seja um processo que não possa ocorrer desassociado da perda do hábitat, o oposto não se aplica (FAHRIG, 2003). Dessa maneira, a compreensão dos efeitos independentes da perda e da fragmentação do hábitat, bem como de seus efeitos sinérgicos, estão na ordem do dia nos estudos de conservação da biodiversidade (FAHRIG, 2019; FAHRIG et al. 2019; FLETCHER et al. 2018; MARTENSEN et al. 2012; VILLARD; METZGER, 2014). Nesse contexto a restauração ecológica pode auxiliar não apenas no incremento das áreas de hábitat nativo, mas também a redução da fragmentação deste hábitat (TAMBOSI et al. 2014).

Em relação aos solos do mundo, mais de 15% desses encontram-se degradados ou em processo de degradação. Na região tropical, a situação é ainda pior: mais da metade dos solos tropicais possuem algum grau de degradação (NETO; ANGELISE; OLIVEIRA, 2004).

De acordo com Guerra e Jorge (2014) a Avaliação Global da Degradação dos Solos (GLASOD) estipulou que a perda de solos agrícolas se dá a uma taxa de seis a sete milhões de hectares por ano, o que significa a deterioração das suas propriedades físico-químicas, deixando-o improdutivo. O Brasil não é distinto, ou seja, não está imune aos processos de degradação de seus solos.

A conservação do solo e dos demais recursos naturais está estreitamente correlacionada globalmente, ainda, com as pressões demográficas exercidas em relação à apropriação dos recursos naturais, caracterizadas regionalmente por diferentes formas de exploração agropecuária, já que essas atividades desempenham forte importância econômica (MANZATTO et al. 2002; GUERRA et al. 2014).

Assim sendo, na atualidade, parece não ser suficiente apenas proteger o que resta das ecorregiões em todo o mundo ou esperar pela regeneração natural do que já foi degradado. É preciso também reconstituir o que se degradou. Por isso, a restauração ecológica tem sido apontada como fator de indiscutível importância na busca pela sustentabilidade da permanência humana no planeta (WWF, 2017).

3. RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Restauração Ecológica é reconhecida como a atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema com relação à sanidade, integridade ou

sustentabilidade, após ele ter sido degradado, danificado, transformado ou inteiramente destruído, como resultado direto e indireto das atividades humanas (SER, 2004).

O processo de restauração de florestas tropicais envolve o complexo desafio de não apenas trazer de volta a floresta, mas também restaurar os níveis mais altos de diversidade biológica local e a complexidade estrutural de qualquer ecossistema terrestre. Apesar disso, a maioria dos esforços de restauração da floresta tropical adota uma abordagem muito semelhante àquela geralmente usada para as florestas temperadas: o plantio de fileiras de representantes da vegetação arbórea (MAYFIELD, 2016).

Por vezes, as parcelas de restauração são mantidas com o controle de ervas daninhas, e um segundo lote de árvores é plantado para substituir aquelas que morreram. Mas, em geral, as intervenções são mínimas, ocorrendo em intervalos de um a dois anos do plantio original e, em geral, plantando apenas árvores, não levando em conta a restauração de elementos únicos não arbóreos dessas florestas (LAMB et al. 2005).

Essa abordagem comum de estrutura para a restauração de florestas tropicais baseia-se na ideia de que, se o dossel voltar a existir, a complexidade total e a diversidade da floresta acabarão por se seguir (LAMB et al. 2005).

Embora lógico e ecologicamente sensato, a recomendação para usar plantios de enriquecimento anos após as árvores serem plantadas em projetos de restauração é atualmente problemática em modelos comuns de financiamento de restauração. Mesmo os programas e ações governamentais de restauração mais bem-intencionados, raramente consideram os custos contínuos associados à garantia de resultados de restauração de qualidade. Na verdade, é muito mais fácil encontrar fundos para plantar árvores do que voltar a controlar ervas daninhas ou fazer plantações de enriquecimento. No entanto, a recuperação da diversidade e da função da floresta tropical não pode ser facilitada somente por plantações de árvores (MAYFIELD, 2016).

A restauração ecológica é uma prática que ainda necessita de muitos avanços para que atinja a efetividade necessária, especialmente em regiões de ocorrência de florestas tropicais e subtropicais biodiversas, cujos remanescentes estão totalmente inseridos em paisagens fragmentadas e degradadas. Justamente, nessas condições mais críticas, a restauração ecológica tem de ser muito mais do que a aplicação de um simples pacote de técnicas silviculturais, acreditando-se que a diversidade biológica e os processos ecológicos serão restabelecidos por si só, em situações que já ultrapassaram o nível crítico da resiliência (BRANCALION et al. 2010).

Nesse contexto, a restauração ecológica deve assumir a difícil responsabilidade de restabelecer os processos ecológicos necessários ao estabelecimento de florestas viáveis, para que estas prestem os serviços almejados, sejam esses serviços, ambientais, de conservação de biodiversidade, ou de fornecimento de produtos florestais, salvaguardando, assim, os interesses maiores da sociedade, a qual paga por esse tipo de investimento nas formas de iniciativas públicas e privadas.

A lei brasileira versa que a recuperação de áreas degradadas está intimamente ligada à ciência da restauração ecológica. Tal prática é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Um ecossistema é considerado recuperado e restaurado quando contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais (MMA, 2000).

A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, em seu artigo 2º, distingue, para seus fins, um ecossistema “recuperado” de um “restaurado”, da seguinte forma, a recuperação ecossistêmica é a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original, já a restauração: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original (MMA, 2000).

A recuperação de áreas degradadas encontra respaldo na Constituição Federal de 1988, em seu artigo 225, versando que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para a atual e futura geração. Para assegurar a efetividade desse direito, incumbe ao Poder Público preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas e, aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei (BRASIL, 1988).

Assim sendo, Rodrigues e Celentano (2004) afirmam que a restauração ecológica visa comprometer terra e recursos por prazo longo e indeterminado e, por isso, exige ponderação. Decisões coletivas são mais prováveis de serem honradas e implementadas que aquelas tomadas unilateralmente. Por essa razão é necessário que todos os participantes concordem em iniciar o projeto de restauração por consenso. Uma vez que a decisão de restaurar é tomada, o projeto exige planejamento cuidadoso e sistemático, e monitoramento da recuperação do ecossistema.

4. PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Uma das primeiras ações que devem ser tomadas em qualquer atividade de restauração ecológica é a identificação dos fatores de degradação e a eliminação destes fatores. A não eliminação dos fatores de degradação pode comprometer todas as demais ações de restauração ecológica, com grande desperdício de esforços e recursos.

Em geral, os principais fatores geradores de degradação são os relacionados ao pastoreio de animais, trânsito de veículos e implementos agrícolas, incêndios, extração de madeira, deriva de agrotóxicos, processos erosivos, depósito de estéril (particularmente oriundo da manutenção de estradas), entre outros. Em muitos locais, a simples retirada destes processos de degradação ambiental já facilita o processo de regeneração natural, garantindo o desenvolvimento da floresta com custos relativamente reduzidos. Por outro lado, a retirada, por exemplo, da pressão de pastoreio, pode afetar negativamente a regeneração natural por aumentar a densidade de gramíneas, que são boas competidoras nos primeiros momentos da restauração florestal. Dessa maneira, cada caso deve ser analisado cuidadosamente, e a decisão de isolamento da área deve ser tomada em função das características de cada local a ser restaurado.

Na segunda etapa do diagnóstico deve-se avaliar o potencial de regeneração natural da área. A regeneração natural consiste na capacidade de espécies vegetais nativas conseguirem se desenvolver prontamente na área a ser restaurada. Em locais com grande capacidade de regeneração, as necessidades de intervenção para a restauração são reduzidas, podendo inclusive não ser necessárias.

Quando a regeneração natural ocorre espontaneamente e de maneira intensa, uma sequência de espécies vegetais, dentre outros seres, acabam por colonizar a área, o que em geral, permite a existência de outras formas de vida nas áreas a serem restauradas, como arbustos, líanas e ervas, as quais são raramente encontradas nos momentos iniciais de áreas em restauração.

O processo de regeneração natural, via de regra, é mais intenso ou mais lento devido a fatores como o grau de degradação da área e a intensidade de uso pretérito, que são relacionadas ao banco de sementes e propágulos presentes na área, e com a proximidade a outras áreas de mata que podem potencialmente servir como áreas fonte de sementes e propágulos.

O apoio e a condução da regeneração natural podem auxiliar no processo de recuperação de uma área. Para se auxiliar essa regeneração pode-se lançar mão de

métodos biológicos, como o enriquecimento com espécies de interesse, como espécies de rápido recobrimento ou com adubadeiras verdes. Intervenções mecânicas, como a capina seletiva e o coroamento de mudas de interesse, ou químicos, como a eliminação de potenciais competidores indesejáveis com o uso de herbicida, também são atividades viáveis para tal auxílio. A correção do solo e a adubação de indivíduos regenerantes, bem como a eliminação de lianas agressivas são também técnicas costumeiramente utilizadas para otimizar os processos de regeneração natural em áreas degradadas.

Em áreas com baixa capacidade de resiliência devem ser realizadas intervenções mais intensas, como o plantio de mudas e/ou o plantio de sementes de espécies de recobrimento e de diversidade. Outras estratégias como a utilização de serapilheira resgatada de áreas florestais, o enriquecimento com espécies de leguminosas, adubadeiras verdes, e transposição de material vegetal, também devem ser utilizadas quando necessário.

O plantio de mudas é uma das estratégias mais utilizadas para a restauração de áreas com baixa resiliência (i.e., capacidade de se regenerar espontaneamente). Em geral, o espaçamento mais utilizado é o de 3 metros entre linhas e 2 metros entre mudas, contudo, este espaçamento tem se mostrado demasiadamente amplo na maioria dos locais, e tem sido substituído por maiores densidades do plantio de mudas, como o 2x2 m, o 2x1 m ou até o 1x1 m.

Além disso, as espécies são em geral divididas em dois grupos funcionais: o grupo de espécies de recobrimento e o grupo de espécies de diversidade. O grupo de espécies de recobrimento é composto por espécies de rápido desenvolvimento e que recubram a área rapidamente. Essas espécies devem manter a cobertura vegetal mesmo em épocas de estiagens ou baixas temperaturas, evitando assim, que espécies de gramíneas invasoras, e que são fortes competidoras tomem todo espaço da área de restauro. O segundo grupo é composto por espécies de enriquecimento, que é composto por vegetação de crescimento um pouco mais lento e que contribuem para o aumento de diversidade de espécies na área restaurada.

Outra prática relevante é a utilização de espécies vegetais que atraiam a fauna, seja de polinizadores, ou de dispersores de sementes, restaurando assim também os processos ecológicos e a sustentabilidade da área restaurada. Esse processo é denominado nucleação e pode também apresentar algumas modalidades, por exemplo, ser construído com vegetação rica em frutos atrativos, empilhamento de galhadas, poleiros artificiais, transposição de solo.

Ações nessa linha visam formar micro habitats em núcleos propícios para a abertura de uma série de “eventualidades” para a regeneração natural, como a chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e formação de uma rede de interações entre os organismos. O intuito é promover “gatilhos ecológicos” (BECHARA, 2006) aumentando a probabilidade de formação de uma diversidade rotas alternativas sucessionais (FIEDLER et al. 1997), as quais poderão convergir para múltiplos pontos de equilíbrio no espaço e no tempo (REIS et al. 2014).

Por fim, se faz essencial destacar a afirmação da WWF (2017), que versa sobre a difícil tarefa de restaurar tamanha diversidade encontrada nos biomas brasileiros. Detentores de complexos ecossistemas, tais biomas possuem também uma enorme diversidade funcional, o que faz aumentar a complexidade de seu manejo com finalidade de restauração. O conhecimento científico sobre a composição, a estrutura e a dinâmica de ecossistemas são decisivos e essenciais para embasar o sucesso da restauração. Porém, ainda há muitas limitações, mesmo para aqueles ecossistemas mais estudados, como a Mata Atlântica. O que dizer então dos demais biomas? A necessidade de importantes pesquisas em tal área e ações nessas embasadas se fazem, igualmente, fundamentais (WWF, 2017).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, 21 (3): 293-296.
- BECHARA, F. C. (2006). Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 248f.
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F. B.; ... TABARELLI, M. (2010). Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, 34 (3): 455-470.
- BRASIL. (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 292 p.
- DAILY, G. D. (1995). Restoring value to degraded lands. *Science*, 269 (July): 350-354.
- FAHRIG, L. (2019). Habitat fragmentation: A long and tangled tale. *Global Ecology and Biogeography*, 28 (1): 33-41.

- FAHRIG, L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J. R.; BOUCHER-LALONDE, V.; CAZETTA, E.; CURRIE, D. J.; ... KOPER, N. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological conservation*, 230: 179-186.
- FAO - Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação. (2019). The state of the world's biodiversity for food and agriculture. Commission on genetic resources for food and agriculture. Assessments, 529 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/CA3129EN/CA3129EN.pdf>>.
- FIEDLER, P. L. et al. (1997). The paradigm shift in ecology and its implications for conservation In: PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S; SHACHAK, M. (Eds). *The Ecological Basis of Conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity*. New York: International Thomson Publishing, 83-92p.
- FLETCHER J.R.; R. J., DIDHAM, R. K.; BANKS-LEITE, C.; BARLOW, J.; EWERS, R. M.; ROSINDELL, J.; ... MELO, F. P. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological conservation*, 226: 9-15.
- GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. C. O do. (2014). *Degradação dos solos no Brasil*. Rio de Janeiro. Bertand Brasil, 16p.
- GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. da.; BOTELHO, R. G. M. (2014). *Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações*. 9ª ed. Rio de Janeiro. Bertand Brasil, 340p.
- HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. (1996). *Towards a conceptual framework for restoration ecology*. Restoration Ecology. [S.l: s.n.].
- HORA, N. N.; FONSECA, M. J. C. F.; SODRÉ, M. N. R. (2015). Biodiversidade e Conservação: um olhar sobre a forma dos licenciandos de biologia. *Revista Brasileira de Educação Ambiental*. 10 (1): 56-74.
- LAMB, D., ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310: 1628-1632.
- MACHADO, C. J. S.; VILANI, R. M.; FRANCO, M. G.; LEMOS, S. D. C. (2013). Legislação ambiental e degradação ambiental do solo pela atividade petrolífera no Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Curitiba, 28:41-55.
- MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de.; PERES, J. R. R. (2002). *Uso agrícola dos solos brasileiros*. (ed.). Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 31p.
- MARTENSEN, A.C. et al. (2012). Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, 26 (6).

- MAXWELL, S. L.; FULLER, R. A.; BROOKS, T. M.; WATSON, J. E. M. (2016). The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536: 146-145.
- MAYFIELD, M. M. (2016). Restoration of tropical forests requires more than just planting trees, a lot more... Commentary. *Applied Vegetation Science*, 19:553-554.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005) Ecosystems and human well-being. Washington, DC: World Resources Institute, v. 5. Disponível em: <<http://www.who.int/entity/globalchange/ecosystems/ecosys.pdf>>.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2000). Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Lei Nº. 9.985, de 18 de julho de 2000. Decreto Nº. 4.340, de 22 de agosto de 2002. 2. Ed. Aumentada. Brasília: MMA/SBF.
- NETO, G. A.; ANGELIS, B. L. D. de; OLIVEIRA, D. S. de. (2004). O uso da vegetação na recuperação de áreas urbanas degradadas. *Acta Scientiarum Technology*, 26 (1): 65-73.
- REIS, A.; TRES, D. R.; BECHARA, F. C. (2014). Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Ciência Florestal*, 24 (2): 509-519.
- RODRIGUES, E.; CELENTANO, D. (2004). Fundamentos de Restauração Ecológica. Sociedade Internacional para Restauração Ecológica – SER 2. Grupo de Trabalho em Ciência & Política, 18p.
- SER. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. Disponível em: <<http://www.ser.org/pdf/primer3.pdf>> Acesso em 15 de maio de 2019.
- VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. (2014). Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*, 51 (2): 309-318.
- WWF - World Wide Fund for Nature. (2017). Restauração ecológica no Brasil: desafios e oportunidades. Relatório anual, Brasil, 88p. Disponível em: <https://d3nehc6y19qzo4.cloudfront.net/downloads/restauracao_ecologica_1.pdf>.

Capítulo 11

USO DE GEOPROCESSAMENTO EM ESTUDOS AMBIENTAIS: UMA ABORDAGEM VOLTADA PARA O LICENCIAMENTO AMBIENTAL

Fabricio Bau Dalmas; Patrícia Bulbovas; Maurício Lamano Ferreira

Dalmas, F. B., Bulbovas, P., Ferreira, M. L. 2019. Uso de Geoprocessamento em Estudos Ambientais: Uma abordagem voltada para o Licenciamento Ambiental In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 163-176.

1. LICENCIAMENTO AMBIENTAL

O processo de expansão urbana ao longo do século passado acarretou sérios danos ambientais em ecossistemas aquáticos e terrestres. Com isso, uma série de normas em diferentes esferas de poder foram elaboradas e aplicadas no Brasil, na segunda metade do século passado. Uma norma vigente de notória importância em obras que envolvam recursos naturais é o Licenciamento Ambiental.

Esta norma é definida, de acordo com o artigo 1º, I, da Resolução Conama 237/97, como procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou daquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental, considerando as disposições legais e regulamentares e as normas técnicas aplicáveis ao caso (BRASIL, 1997). É um complexo de etapas que compõem o procedimento administrativo, o qual objetiva a concessão de licença ambiental (FIORILLO, 2007).

O Licenciamento Ambiental está previsto na Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/1981) no artigo 9º, IV, e foi regulamentado pelo artigo 17 do Decreto 99.274/1990. Além da Resolução Conama 237/1997, há outras resoluções, portarias, decretos e instruções normativas que tratam do tema licenciamento, prevendo regras específicas à certas atividades, ou considerando o local onde o empreendimento ou atividade será implementado. Entre elas, se destacam as que dispõem sobre critérios básicos e diretrizes gerais para avaliação de impacto ambiental (Resolução 001/1986; Portaria Interministerial MMA/Cultura/Saúde 60/2015; Instruções Normativas Ibama

11/2018 e 8/2019), e aprovação e modelos para publicação de pedidos de licenciamento (Resolução 006/1986), sendo que ambas as resoluções foram revistas e complementadas pelas Resoluções 237/1997 e 281/2001, respectivamente. Há resoluções, portarias, decretos e instruções normativas que preveem regras específicas de licenciamento para certos setores e atividades, como obras de geração de energia elétrica (Resolução 006/1987; Portaria MMA 421/2011) e de saneamento básico (Resolução 005/1988), atividades de extração mineral (Resoluções 009/1990 e 10/1990), obras do setor de combustíveis, considerando desde a exploração, fabricação, distribuição, até a comercialização (Resoluções 16/1993, 23/1994, 276/2001 e 319/2002; Portaria MMA 422/2011), e atividade de irrigação (Resolução 312/2002).

O regramento das competências para o licenciamento ambiental está previsto no artigo 10, Lei 6.938/1981, e artigos 4º a 7º da Resolução Conama 237/1997. A competência do Licenciamento Ambiental de determinada área/empreendimento é do órgão estadual, mas dentro da estrutura do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) tem competência originária no licenciamento dos empreendimentos e atividades considerados de significativo impacto de âmbito nacional e regional e uma competência subsidiária se o órgão competente for inepto/inerte ou omissa (CHIUVITE, 2010).

De acordo com a Resolução Conama 237/1997, são considerados empreendimentos e atividades de significativo impacto nacional e regional:

I - Os localizados ou desenvolvidos conjuntamente no Brasil e em países limítrofes, no mar territorial, na plataforma continental, na zona econômica exclusiva, em terras indígenas ou em unidades de conservação do domínio da União;

II - Os localizados ou desenvolvidos em dois ou mais Estados;

III - cujos impactos ambientais diretos ultrapassem os limites territoriais do país ou de um ou mais Estados;

IV - Destinados a pesquisar, lavrar, produzir, beneficiar, transportar, armazenar e dispor material radioativo, em qualquer estágio, ou que utilizem energia nuclear em qualquer de suas formas e aplicações, mediante parecer da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEM);

V - Bases ou empreendimentos militares, quando couber, observada a legislação específica.

Em seu artigo 5º, a Resolução coloca como competência do órgão ambiental estadual ou do Distrito Federal o licenciamento dos empreendimentos e atividades:

I - Localizados ou desenvolvidos em mais de um município ou em unidades de conservação de domínio estadual ou do Distrito Federal;

II - Localizados ou desenvolvidos nas florestas e demais formas de vegetação natural de preservação permanente relacionadas no artigo 2º da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e em todas as que assim forem consideradas por normas federais, estaduais ou municipais;

III - cujos impactos ambientais diretos ultrapassem os limites territoriais de um ou mais municípios;

IV – Delegados pela União aos Estados ou ao Distrito Federal, por instrumento legal ou convênio.

O artigo 6º da Resolução Conama 237/1997 diz respeito à competência dos órgãos ambientais dos municípios, afirmando que compete ao órgão ambiental municipal, ouvidos os órgãos competentes da União, dos Estados e do Distrito Federal, quando couber, o licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades de impacto ambiental local e daquelas que lhe forem delegadas pelo Estado por instrumento legal ou convênio.

Definidas as competências, em seu artigo 10º, a Resolução Conama 237/1997 estabelece o procedimento de licenciamento ambiental, que deverá obedecer às seguintes etapas:

I - Definição pelo órgão ambiental competente, com a participação do empreendedor, dos documentos, projetos e estudos ambientais, necessários ao início do processo de licenciamento correspondente à licença a ser requerida;

II - Requerimento da licença ambiental pelo empreendedor, acompanhado dos documentos, projetos e estudos ambientais pertinentes, dando-se a devida publicidade;

III - Análise pelo órgão ambiental competente, integrante do SISNAMA, dos documentos, projetos e estudos ambientais apresentados e a realização de vistorias técnicas, quando necessárias;

IV - Solicitação de esclarecimentos e complementações pelo órgão ambiental competente, integrante do SISNAMA, uma única vez, em decorrência da análise dos documentos, projetos e estudos ambientais apresentados, quando couber, podendo haver a reiteração da mesma solicitação caso os esclarecimentos e complementações não tenham sido satisfatórios;

V - Audiência pública, quando couber, de acordo com a regulamentação pertinente;

VI - Solicitação de esclarecimentos e complementações pelo órgão ambiental competente, decorrentes de audiências públicas, quando couber, podendo haver reiteração da solicitação quando os esclarecimentos e complementações não tenham sido satisfatórios;

VII - Emissão de parecer técnico conclusivo e, quando couber, parecer jurídico;

VIII - Deferimento ou indeferimento do pedido de licença, dando-se a devida publicidade.

O processo de Licenciamento Ambiental resultará na Licença Ambiental. A Licença Ambiental é definida, no artigo 1º, II, Resolução Conama 237/1997, como o ato administrativo pelo qual o órgão ambiental competente, estabelece as condições, restrições e medidas de controle ambiental que deverão ser obedecidas pelo empreendedor, pessoa física ou jurídica, para localizar, instalar, ampliar e operar empreendimentos ou atividades utilizadoras dos recursos ambientais consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou aquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental (BRASIL, 1997).

A licenças ambientais podem ser de três tipos, dependendo da fase de desenvolvimento da atividade. Elas estão previstas no artigo 8º da Resolução Conama 237/1997:

I - Licença Prévia (LP) - concedida na fase preliminar do planejamento do empreendimento ou atividade aprovando sua localização e concepção, atestando a viabilidade ambiental e estabelecendo os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas próximas fases de sua implementação. Tem prazo de validade de até cinco anos, conforme dispõe o artigo 18º, I, da Resolução Conama 237/1997;

II - Licença de Instalação (LI) – obrigatoriamente precedida pela licença prévia. Autoriza a instalação do empreendimento ou atividade de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes, da qual constituem motivo determinante. Assim, como a licença prévia, também possui prazo de validade, que não poderá superar seis anos, conforme dispõe o artigo 18º, I, da Resolução Conama 237/1997;

III - Licença de Operação (LO) – também chamada de licença de funcionamento, sucede a de instalação e tem por finalidade autorizar a operação da atividade ou empreendimento, após a verificação do efetivo cumprimento do que consta das licenças

anteriores, com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação.

Durante essas fases pode ocorrer a elaboração do estudo prévio de impacto ambiental e seu respectivo relatório (EIA/RIMA), bem como a realização de audiência pública, em que permite a efetiva participação da sociedade civil (FIORILLO, 2007; MAZZEI; MARANGONI; OLIVEIRA, 2018). As licenças ambientais poderão ser expedidas isoladas ou sucessivamente, de acordo com a natureza, a característica e a fase do empreendimento (CHIUVITE, 2010). Ainda, no que diz respeito à natureza jurídica da licença ambiental, ela pode ser considerada uma licença, no entanto, ela é regida por princípios informadores do Direito Ambiental. Assim, após toda análise do empreendimento ou da atividade, dentro do processo de licenciamento ambiental, a licença concedida significa a anuência da autoridade ambiental competente para o desenvolvimento do pretendido empreendimento/atividade, uma vez atendidos os condicionantes constitucionais legais (FIORILLO, 2007; CHIUVITE, 2010).

Entendido o que é Licenciamento Ambiental e o regramento de suas competências, como também o que é Licença Ambiental e seus tipos, torna-se importante saber quais empreendimentos e atividades precisam passar pelas etapas do Licenciamento Ambiental (LP, LI e LO). A Resolução Conama 237/1997 apresenta em seu Anexo I uma lista de empreendimentos e atividades, com suas especificidades, que estão sujeitas ao Licenciamento Ambiental. Entre elas estão: extração e tratamento de minerais; atividades da indústria de produtos minerais não metálicos; da indústria mecânica; da indústria de material elétrico, eletrônico e comunicações; da indústria de material de transporte; da indústria de madeira; da indústria de papel e celulose; da indústria de borracha; da indústria de couros e peles; da indústria química; da indústria de produtos de matéria plástica; da indústria têxtil, de vestuário, calçados e artefatos de tecidos; da indústria de produtos alimentares e bebidas; da indústria de fumo; das usinas de produção de concreto, asfalto e serviços de galvanoplastia; obras civis; serviços de utilidade como produção de energia termoelétrica, transmissão de energia elétrica, estações de tratamento de água, interceptores, emissários, estação elevatória e tratamento de esgoto sanitário, tratamento e destinação de resíduos industriais (líquidos e sólidos), tratamento/disposição de resíduos especiais tais como agroquímicos e suas embalagens usadas, tratamento e destinação de resíduos sólidos urbanos, inclusive aqueles provenientes de fossas; dragagem e derrocamentos em corpos d'água; recuperação de áreas contaminadas ou

degradadas; transporte; terminais e depósitos; turismo; parcelamento do solo; atividades agropecuárias; e uso de recursos naturais (BRASIL, 1997).

Ainda, o Decreto 8.437/2015 fala das tipologias de empreendimentos e atividades cujo licenciamento ambiental será de competência da União. Entre elas estão: rodovias federais (implantação, pavimentação, ampliação de capacidade, regularização ambiental, manutenção, conservação, recuperação, restauração e melhoramento); ferrovias federais (implantação, ampliação de capacidade e regularização ambiental de ferrovias federais); hidrovias federais (implantação e ampliação de capacidade); portos organizados; terminais de uso privado e instalações portuária; exploração e produção de petróleo, gás natural e outros hidrocarbonetos fluidos; sistemas de geração e transmissão de energia elétrica (usinas hidrelétricas, termelétricas eólicas) (BRASIL, 2015).

Para todas as tipologias citadas tanto na Resolução Conama 237/1997, assim como no Decreto 8.437/2015, é importante que o texto seja consultado para conhecimento completo do estabelecido na resolução e decreto.

2. ESTUDO DE IMPACTO AMBIENTAL E RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL

No direito ambiental brasileiro, os princípios da prevenção e da precaução são acionados em situações de risco ou de desconhecimento das consequências de determinada ação sobre a vida humana e o ambiente. O princípio da prevenção decorre da constatação de que as agressões ao ambiente são de difícil ou impossível reparação, sendo mais fácil preveni-las do que repará-las. Neste caso, há conhecimento e previsão dos riscos, exigindo do responsável pela atividade impactante a adoção de medidas afim de eliminar ou minimizar os danos causados ao meio ambiente. Na prevenção, a extensão do dano, sua causalidade e os responsáveis pela sua ocorrência estão delimitados, e tem como base o conhecimento técnico-científico. Já o princípio da precaução está ligado aos conceitos de afastamento de perigo, segurança das gerações futuras e sustentabilidade ambiental das atividades humanas. Na precaução não somente o risco eminente de uma determinada atividade deve ser considerado, como também, os riscos futuros decorrentes de empreendimentos humanos, os quais a compreensão e o atual estágio de desenvolvimento da ciência ainda não conseguem entender (LERNER; JERONYMO; PINTO, 2016).

É no contexto dos princípios de prevenção e precaução que o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) acontece dentro de um processo de Licenciamento Ambiental.

O EIA/RIMA é um dos mais importantes instrumentos de proteção do meio ambiente. A sua essência é preventiva e pode compor uma das etapas do licenciamento ambiental (FIORILLO, 2007). Ele foi inspirado no direito americano (National Environmental Policy Act – NEPA, de 1969) e introduzido no direito brasileiro de forma positiva e tímida pela Lei 6.803/1980, que dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas da poluição. Passou a ser instrumento constitucional a partir de 1988, onde, no artigo 225, § 1º, IV, foi determinado que para assegurar a efetividade do direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, incube ao Poder Público exigir, na forma de lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental (MILARÉ, 2007; CHIUVITE, 2010).

O EIA é um estudo detalhado, científico e profissional que apresenta os impactos da atividade ou empreendimento e suas alternativas mitigatórias, sendo que ambos documentos estão sujeitos a audiência pública como instrumento participativo e norteador do processo de licenciamento ambiental (BRASIL, 1997).

O objetivo central do EIA é evitar que um projeto (atividade ou empreendimento), justificável do ponto de vista econômico ou em relação aos interesses imediatos de proponente, revele-se posteriormente nefasto ou catastrófico para o meio ambiente. Daí a necessidade de que seja elaborado no momento certo: antes do início da execução, ou mesmo, antes de atos preparatórios do projeto (MILARÉ, 2007).

A Resolução Conama 001/1986 é considerada a base das regras do EIA e do RIMA, combinada com a Resolução Conama 237/1997, que fala do Licenciamento Ambiental, e a Resolução Conama 009/1987, que dispõe sobre audiência pública nos processos de Licenciamento (MILARÉ, 2007; CHIUVITE, 2010).

No artigo 2º da Resolução Conama 001/1986 estão apresentadas as atividades que dependem de elaboração de estudo de impacto ambiental - EIA - e respectivo relatório de impacto ambiental - RIMA, a serem submetidos à aprovação do órgão estadual competente, e do IBAMA em caráter supletivo, para o licenciamento de atividades modificadoras do meio ambiente. São elas: estradas de rodagem; ferrovias; portos e terminais de minério, petróleo e produtos químicos; aeroportos; oleodutos, gasodutos, minerodutos, troncos coletores e emissários de esgotos sanitários; linhas de transmissão;

obras hidráulicas; extração de combustível fóssil; extração de minério; aterros sanitários, processamento e destino final de resíduos tóxicos ou perigosos; usinas de geração de eletricidade; complexo e unidades industriais e agroindustriais; distritos industriais e zonas estritamente industriais; exploração econômica de madeira ou de lenha; projetos urbanísticos; atividade que utilize carvão vegetal, em quantidade superior a dez toneladas por dia (BRASIL, 1986).

No entanto, o texto constitucional ao determinar a realização do EIA, fala em significativa degradação, e neste aspecto, no direito ambiental, tem prevalecido o entendimento de que o elenco de atividades constante no artigo 2º da Resolução Conama 001/1986 é exemplificativo, regido pelo princípio de obrigatoriedade, e possibilita o acréscimo de atividades. Assim, ainda que determinada atividade não esteja prevista no artigo 2º da Resolução Conama 001/1986, é possível que o órgão ambiental competente exija do empreendedor a execução do EIA/RIMA (MILARÉ, 2007; CHIUVITE, 2010).

Também, a Resolução Conama 237/1997 coloca que o órgão ambiental competente, verificando que a atividade ou empreendimento não é potencialmente causador de significativa degradação ambiental, poderá solicitar estudo ambiental diverso pertinente a tipologia, localidade e características da atividade ou empreendimento respectivos ao processo de licenciamento (BRASIL, 1997).

A Resolução Conama 001/1986 estabelece um conteúdo mínimo de informações que o EIA deve conter, como descrito abaixo:

I - Diagnóstico ambiental da área de influência do projeto completa descrição e análise dos recursos ambientais e suas interações, tal como existem, de modo a caracterizar a situação ambiental da área, antes da implantação do projeto, considerando:

a) o meio físico - o subsolo, as águas, o ar e o clima, destacando os recursos minerais, a topografia, os tipos e aptidões do solo, os corpos d'água, o regime hidrológico, as correntes marinhas, as correntes atmosféricas;

b) o meio biológico e os ecossistemas naturais - a fauna e a flora, destacando as espécies indicadoras da qualidade ambiental, de valor científico e econômico, raras e ameaçadas de extinção e as áreas de preservação permanente;

c) o meio socioeconômico - o uso e ocupação do solo, os usos da água e a sócio economia, destacando os sítios e monumentos arqueológicos, históricos e culturais da comunidade, as relações de dependência entre a sociedade local, os recursos ambientais e a potencial utilização futura desses recursos.

II - Análise dos impactos ambientais do projeto e de suas alternativas, através de identificação, previsão da magnitude e interpretação da importância dos prováveis impactos relevantes, discriminando: os impactos positivos e negativos (benéficos e adversos), diretos e indiretos, imediatos e a médio e longo prazos, temporários e permanentes; seu grau de reversibilidade; suas propriedades cumulativas e sinérgicas; a distribuição dos ônus e benefícios sociais.

III - Definição das medidas mitigadoras dos impactos negativos, entre elas os equipamentos de controle e sistemas de tratamento de despejos, avaliando a eficiência de cada uma delas.

IV - Elaboração do programa de acompanhamento e monitoramento (os impactos positivos e negativos, indicando os fatores e parâmetros a serem considerados).

Parágrafo Único - Ao determinar a execução do estudo de impacto ambiental o órgão estadual competente; ou o IBAMA ou quando couber, o Município fornecerá as instruções adicionais que se fizerem necessárias, pelas peculiaridades do projeto e características ambientais da área.

O RIMA é um relatório elaborado em linguagem acessível ao administrador e ao público para que a comunidade possa entender o tipo de empreendimento que se vai instalar na região (CHIUVITE, 2010). Ele está previsto no artigo 9º, da Resolução Conama 001/1986 e deve refletir as conclusões do Estudo de Impacto Ambiental, com um conteúdo mínimo a ser atendido (BRASIL, 1986):

I - Os objetivos e justificativas do projeto, sua relação e compatibilidade com as políticas setoriais, planos e programas governamentais;

II - A descrição do projeto e suas alternativas tecnológicas e locacionais, especificando para cada um deles, nas fases de construção e operação a área de influência, as matérias primas, e mão-de-obra, as fontes de energia, os processos e técnica operacionais, os prováveis efluentes, emissões, resíduos de energia, os empregos diretos e indiretos a serem gerados;

III - A síntese dos resultados dos estudos de diagnósticos ambiental da área de influência do projeto;

IV - A descrição dos prováveis impactos ambientais da implantação e operação da atividade, considerando o projeto, suas alternativas, os horizontes de tempo de incidência dos impactos e indicando os métodos, técnicas e critérios adotados para sua identificação, quantificação e interpretação;

V - A caracterização da qualidade ambiental futura da área de influência, comparando as diferentes situações da adoção do projeto e suas alternativas, bem como com a hipótese de sua não realização;

VI - A descrição do efeito esperado das medidas mitigadoras previstas em relação aos impactos negativos, mencionando aqueles que não puderam ser evitados, e o grau de alteração esperado;

VII - O programa de acompanhamento e monitoramento dos impactos;

VIII - Recomendação quanto à alternativa mais favorável (conclusões e comentários de ordem geral).

Parágrafo único - O RIMA deve ser apresentado de forma objetiva e adequada a sua compreensão. As informações devem ser traduzidas em linguagem acessível, ilustradas por mapas, cartas, quadros, gráficos e demais técnicas de comunicação visual, de modo que se possam entender as vantagens e desvantagens do projeto, bem como todas as consequências ambientais de sua implementação.

3. SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADO AO ESTUDO DE IMPACTO AMBIENTAL

O Decreto 99.274/90 instituiu competência ao Conama para fixar critérios norteadores do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) com a finalidade de licenciamento. A Resolução Conama 1/86 regulou as alternativas tecnológicas e de localização do projeto a ser licenciado, confrontando-as com as hipóteses de não execução deste; além de identificar os possíveis impactos ambientais que podem ser gerados nas fases de implantação e operação; definir os limites da área geográfica a ser direta ou indiretamente afetada pelos impactos, considerando, ainda, a bacia hidrográfica na qual será executado o projeto análise do licenciamento. O conteúdo do EIA também pode prever (a depender da classe de projeto que será licenciado) um diagnóstico ambiental da área, prévio à implantação do projeto, que possibilite fazer comparações com as alterações ocorridas posteriormente, caso o projeto seja aceito (FIORILLO, 2018).

Diante do exposto, o Geoprocessamento pode ser uma importante ferramenta para essas etapas de diagnóstico ambiental da área do projeto; definir os limites desta área; e realizar estudos de vulnerabilidade ambiental para análise possíveis impactos ambientais gerados pelo projeto.

O termo Geoprocessamento denota a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica e que vem influenciando de maneira crescente as áreas de Cartografia. As ferramentas computacionais para Geoprocessamento, chamadas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), permitem realizar análises complexas ao integrar dados de diversas fontes e ao criar bancos de dados georreferenciados. Tornam ainda possível automatizar a produção de documentos cartográficos. Pode-se dizer, de forma genérica, que se “onde é importante para seu negócio, então Geoprocessamento é sua ferramenta de trabalho”. Sempre que o “onde” aparece, dentre as questões e problemas que precisam ser resolvidos por um sistema informatizado, haverá uma oportunidade para considerar a adoção de um SIG (CÂMARA, 2001).

Um SIG é um sistema computadorizado, composto por um conjunto de ferramentas para manipulação de mapas e imagens digitais geograficamente localizadas. Possui capacidade funcional para fazer a captura, a entrada, a manipulação, a transformação, a visualização, a combinação, a consulta, a análise, a modelagem e saída de dados (BONHAM-CARTER, 1994). A aplicação de SIG é bem variada: exploração mineral, gestão de resíduos sólidos, auxílio na logística de malhas viárias, estudo de impactos ambientais, diagnóstico ambiental de bacias hidrográficas e outros.

Como descrito anteriormente, em alguns casos o Estudo de Impacto Ambiental deve identificar possíveis impactos ambientais que podem ser gerados nas fases de implantação e operação de um projeto. Nesse contexto, Carrijo (2005) cita que com o intuito de se ampliar a base de informações para poder conhecer as vulnerabilidades de determinada área a determinado projeto, deve-se buscar técnicas e instrumentos que reduzam custos e tempo.

As técnicas de Geoprocessamento são importantes ferramentas para mapear as áreas vulneráveis a algum evento, dentro de um contexto de monitoramento ambiental, pois permitem analisar a dinâmica do uso e ocupação do solo, associado às transformações das condições físicas e ambientais do meio (LORENA et al. 2001). A vulnerabilidade de áreas naturais em relação às atividades antrópicas é proporcional ao poder de resiliência do ambiente. Os sistemas naturais, quando não sofrem intervenção humana, funcionam como um sistema fechado, em equilíbrio dinâmico (ROSS, 2012).

Teruya Junior et al. (2018) desenvolveram uma pesquisa para analisar a Vulnerabilidade Natural e Ambiental da Bacia Hidrográfica Rio Formoso (Mato Grosso

do Sul) e concluíram que alterações na cobertura do solo constatadas pelas cartas de uso e ocupação, entre os anos de 1989 e 2005 são preocupantes, principalmente, para toda a população local. O aumento intensificado das áreas destinadas a agropecuária e o decréscimo das áreas de matas e cerrado, além de diminuir a fauna e flora da bacia, pode trazer sérias consequências para os rios da região.

Um exemplo de análise ambiental de bacia hidrográfica onde determinado projeto a ser licenciado será implantado, é citado no estudo de Encima et al. (2008) que aplicaram técnicas de geoprocessamento para a análise ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Olho d'Água, localizada no Município de Jardim (Mato Grosso do Sul). Neste estudo, os autores analisaram o relevo da área de estudo, para estabelecer o padrão de escoamento superficial desta bacia hidrográfica, o que gerou informações que poderão auxiliar ao manejo da recomposição vegetal da Reserva Particular do Patrimônio Natural, inserida na Fazenda Cabeceira do Prata.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo abordou, à luz da legislação brasileira, algumas normas voltadas para o Licenciamento Ambiental, o qual se apresenta como um instrumento administrativo regulado pelo órgão ambiental estadual que autoriza a instalação e operação de empreendimentos e outras atividades que utilizam recursos naturais. Este procedimento é imprescindível para a regulação e uso sustentável do meio ambiente natural.

De forma geral, o Licenciamento Ambiental depende de Estudos e Relatórios de Impacto Ambiental em seu processo, os quais podem utilizar o geoprocessamento como ferramenta eficaz na análise ambiental. Além de apresentar uma visão sistêmica da área em questão, esta ferramenta consegue mapear e destacar áreas críticas e vulneráveis no processo de uso dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BONHAM-CARTER, G. F. (1994). *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS*. Ontario: Delta Printing Ltd, 398 p.
- BRASIL. (1981). Presidência da República. Lei Federal nº 6938 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília.

- BRASIL. (1986). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 01, de 23 de janeiro de 1986. Diário Oficial da União, Brasília.
- BRASIL. (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal; Centro Gráfico, 292 p.
- BRASIL. (1997). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA n° 237 de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, n. 247.
- CÂMARA, G. (2001). Introdução a Ciência da Geoinformação – INPE (Instituto de Pesquisas Espaciais) – 10506 RPG/249.
- CARRIJO, M. G. G. (2005). Vulnerabilidade ambiental: o caso do Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.
- CHIUVITE, T. B. S. (2010). Direito Ambiental. São Paulo: Barros, Fischer & Associados.
- ENCIMA, C. C. C.; MARQUES, M. R.; PEREIRE, L. E.; PARANHOS FILHO, A. C.; DIODATO, M. A.; MIRANDA, V. R.; ... MIOTO, C. L. (2018). Análise Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Olho d'Água, Município de Jardim, Mato Grosso do Sul – Brasil. Anuário do Instituto de Geociências, 41 (2): 577-584.
- FIORLLO, C. A. P. (2007). Curso de Direito Ambiental Brasileiro. São Paulo: Editora Saraiva.
- FIORLLO, C. A. P. (2018). Curso de Direito Ambiental Brasileiro. São Paulo: Editora Saraiva.
- LERNER, F.; JERONYMO, C. A. L.; PINTO, A. E. M. (2016). Estudo de impacto ambiental e audiência pública: Instrumentos para participação popular na decisão ambiental? O caso de um gasoduto em Macaé, RJ, Brasil. InterEspaço, 2 (5): 328-354.
- LORENA, L. A. N. (2001). Integração de modelos de localização a sistemas de informações geográficas. Gestão & Produção, 8 (2): 180-195.
- MAZZEI, C. A.; MARANGONI, T. T.; OLIVEIRA, J. N. (2018). Análise quantitativa dos estudos de impactos ambientais de hidroelétricas existentes no banco de dados do IBAMA e avaliação dos parâmetros hidrológicos utilizados. Engenharia Sanitária e Ambiental, 23 (3): 425-429.
- MILARÉ, E. (2007). Direito do ambiente. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais.



ROSS, J. L. S. (2012). Landforms and Environmental Planning: potentialities and fragilities. Revista do Departamento de Geografia, 1: 38-51.

TERUYA JUNIOR, H.; LASTORIA, G.; CORREA, L. C.; DALMAS, F. B.; PARALHOS FILHO, A. C. (2018). Vulnerabilidade Natural e Ambiental da Bacia Hidrográfica Rio Formoso, Mato Grosso do Sul. Anuário do Instituto de Geociências, 41 (2): 41-50.

**Capítulo
12****GENÉTICA DA CONSERVAÇÃO DE
FLORESTAS**

Cleber da Silva Costa; Thais Arruda Costa Joca; Luciane Cristina Lazzarin

Costa, C. S., Joca, T. A. C., Lazzarin, L. C. 2019. Genética da Conservação de Florestas In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 177-186.

1. INTRODUÇÃO

Florestas são marcadas pela presença de grandes árvores e por condições especiais de pluviosidade e insolação (MARX E TABACOW, 1987). Por conta de seu papel preponderante na manutenção dos ecossistemas terrestres, as plantas deveriam ser de máxima prioridade nas iniciativas de conservação, sendo o foco primário de sua conservação a proteção e manejo *in situ* (ELLSTRAND; ELAM, 1993).

A conservação é fundamentada na prevenção, ou seja, impedir o efeito antrópico em ecossistemas preservados e também tenta restabelecer o que já foi impactado pela humanidade.

A conservação de florestas leva em conta aspectos sociais, econômicos, políticos e biológicos e deve ser amparada por uma gama de conhecimentos e atitudes já disponíveis. Apesar das perdas inestimáveis que já ocorreram, a humanidade possui o poder de assegurar que a natureza como a conhecemos possa continuar existindo.

Os conhecimentos de genética são um dos pilares do arcabouço teórico e prático que pode ser utilizado para garantir a conservação das florestas. Dessa forma, a conservação de recursos genéticos florestais no Brasil objetiva proteger o germoplasma florestal introduzido e as espécies florestais autóctones da erosão genética. (SILVA et al. 1990).

A conservação dos remanescentes de formações florestais distribuídas em diversas regiões brasileiras depende de planos baseados na prioridade das espécies e adequada técnica conservacionista "*in situ*", buscando diminuir custos de forma cooperativa, interdisciplinar e interinstitucional (SILVA et al. 1990). Dessa forma, as medidas de

proteção do acervo florestal, quando se objetiva perpetuar esses recursos naturais, constitui uma decisão de interesse da pesquisa florestal, e isso independe de sua natureza, características ou estado tecnológico atual (SILVA et al. 1990).

2. AMEAÇAS ÀS FLORESTAS

As florestas vêm sendo ameaçadas devido à atividade antrópica, uma vez que tem havido contínua destruição das florestas para promover o crescimento das cidades: a cobertura vegetal é extraída para dar lugar à assentamentos urbanos. Além disso, para aumentar a produção de alimentos é realizada a expansão de áreas agrícolas e de pecuária para suprir para populações cada vez maiores.

O desenvolvimento tecnológico nem sempre é suficiente para aumentar a produtividade utilizando áreas menores, pois nem sempre os produtores agrícolas possuem acesso a essas tecnologias, seja por falta de crédito para realizar esses investimentos, ou por desconhecimento derivado de uma divulgação inadequada. A permacultura, por exemplo, que é a adequação da produção ao respeito ao meio ambiente natural já instalado, não é tão popular como poderia ser para a obtenção de uma produção sustentável.

O ser humano vem inundando florestas para a implantação de usinas hidrelétricas sob pretexto de ser uma energia limpa, ouvidando o fato de que o metano liberado pela inundação dessas áreas é um dos principais atores do efeito estufa. Além de colaborar para a extinção de inúmeras espécies endêmicas ainda desconhecidas, jogando fora uma biodiversidade estratégica para qualquer nação e criando condições cada vez maiores para alterações climáticas.

A destruição da vegetação através das áreas degradadas por mineração, por ser uma *commodity* estratégica para países como o Brasil, cria sérias cicatrizes nos biomas e desastres envolvendo barragens que contém rejeitos dessas mineradoras. Essas tragédias vêm sendo cada vez mais corriqueiras nos noticiários e o prognóstico é de que tais desastres continuem ocorrendo. Esses desastres são impactantes de diversas formas tanto quando se analisam os aspectos humanos quanto ecológicos.

A destruição de árvores centenárias para a extração ilegal de madeira tem pressionado a população dessas espécies frondosas, gerando clareiras que são máculas nas florestas. Muitas são as políticas que não geram alternativas de renda nem

escolarização para conscientizar os atores desses massacres contra a flora e a fauna que nela residem. Em conjunto há o drama vivido por indígenas ainda não contactados pela civilização que tem seus meios de vida, sua saúde e suas crenças em crise devido à violência desses empreendimentos escusos.

O processo de desertificação também é intensificado à medida que o empobrecimento do solo e a alteração da dinâmica dos ventos ocorre devido ao desmatamento e ao efeito de borda cada vez mais intensificado devido à fragmentação das florestas.

Como se não bastassem as agressões antrópicas à natureza, ainda há os eventos estocásticos de clima que fogem ao controle e até mesmo à estimativa de ocorrência pelo ser humano. Por óbvio, o ser humano vem alterando o clima, mas, também há os efeitos climáticos naturais que impactam as florestas, como períodos naturais de estiagem. Catástrofes naturais como terremotos, vulcanismo, incêndios, dentre outros, também impactam as florestas.

Flutuações naturais na disponibilidade de nutrientes devido à lixiviação do solo ou incêndio florestal, entre outros, podem impactar os indivíduos constituintes de uma floresta, assim como gerar flutuações na taxa de reprodução sexuada e assexuada (devido à mudança nas condições que impactam a polinização). Recentemente, a morte em massa de abelhas e outros polinizadores vem impactando as espécies vegetais que necessitam desses animais como polinizadores, portanto, a flutuação na população desses animais também impacta a dinâmica das florestas.

Todas essas ameaças geram uma pressão seletiva nos indivíduos constituintes das florestas, levando à morte de indivíduos e reduzindo as populações naturais, o que acarretará efeito direto na dinâmica dos genes e seus alelos. Isso pode levar à fenômenos bem conhecidos que culminam na redução da diversidade genética e, portanto, menor possibilidade de uma espécie sobreviver a essas pressões.

Nesse contexto, é muito importante saber como as populações são impactadas geneticamente, os fenômenos que ocorrem nesse processo e como o ser humano pode intervir para minimizar esses efeitos e até mesmo tentar salvar essas florestas.

3. A DERIVA GENÉTICA E O ENDOCRUZAMENTO EM POPULAÇÕES PEQUENAS E AMEAÇADAS

Duas das consequências do pequeno tamanho populacional são o aumento da deriva genética e o aumento do endocruzamento (ELLSTRAND; ELAM, 1993).

Por deriva genética podemos entender a chance de mudança na variação genética resultante de flutuações ao acaso das frequências dos alelos em determinado *locus*. A deriva genética é maior quanto menor for a população de indivíduos de uma espécie e ao contrário da seleção natural, a deriva genética não é uma resposta a uma determinada pressão seletiva e sim uma consequência do acaso.

A deriva genética pode levar à perda da diversidade genética, pois, indivíduos portadores de alguns determinados alelos podem deixar de existir e não passar esse alelo para as próximas gerações, ou mesmo um alelo pode deixar de ser passado para a próxima geração por não ter sido sorteado pela loteria da meiose, onde apenas um dos alelos de um par de homólogos será transferido para a geração seguinte.

O endocruzamento ou cruzamento endogâmico se refere ao cruzamento de indivíduos provenientes de um mesmo *pool* genético, podendo ser com mais frequência indivíduos de uma mesma linhagem genética recente, ou seja, parentes entre si.

Os métodos naturais de dispersão das sementes tendem a minimizar o endocruzamento levando indivíduos geneticamente diferentes à distância maiores entre si, mas, por exemplo, no caso de uma dispersão por zoocoria, na ausência do animal dispersor não haverá dispersão ou mesmo não haverá germinação caso seja necessário a passagem das sementes pelo sistema digestório desse animal.

O endocruzamento leva ao aumento da frequência do homozigoto recessivo porque alelos recessivos que geralmente ficariam em heterozigose, acabam se reunindo como resultado do endocruzamento. Se esses alelos recessivos forem deletérios no homozigoto, haverá diminuição do fitness do indivíduo e, portanto, menor chance de este deixar descendência fértil.

A depressão endogâmica também ocorre como resultado do endocruzamento, e leva à perda do número de heterozigotos que ocorre a cada geração endogâmica. Isso pode culminar na exclusão total dos heterozigotos, restando apenas os homozigotos dominantes e homozigotos recessivos. Se o *locus* gênico em questão estiver sob pressão seletiva, pode ocorrer a fixação do alelo mais vantajoso por seleção natural ou fixação de

um dos alelos por deriva genética, caso o alelo não esteja sob pressão seletiva. Desta forma, a depressão endogâmica pode levar à redução da diversidade genética e também à processos como especiação e extinção de espécies.

A diminuição de polinizadores por exemplo, pode levar a um aumento da autofecundação que seria o exemplo mais drástico de endogamia. A autofecundação leva a uma perda de 50% dos heterozigotos por geração. O problema do desaparecimento das abelhas e de outros tipos de polinizadores é talvez uma das questões ecológicas de maior dimensão na atualidade.

4. EFEITOS NA DIVERSIDADE GENÉTICA

Com a redução da variabilidade genética, as espécies passam a possuir menos recursos genéticos para sobreviver e se adaptarem às mudanças ambientais. A redução da variabilidade genética de uma espécie pode ser um fator importante no processo de extinção dessa espécie, mas, não apenas isso. Se esta espécie possui um nicho, uma atuação frente à outras espécies da comunidade florestal, pode gerar uma reação em cadeia que leva ao enfraquecimento dos laços entre espécies e todo um ecossistema.

O processo de especiação também pode ocorrer num contexto de redução da diversidade genética. Esse fenômeno pode ser alopátrico se a redução for por isolamento geográfico pela fragmentação das florestas; e consequente isolamento reprodutivo ou simpátrico se o isolamento for derivado de uma diferenciação entre dois grupos da mesma espécie que compartilham o mesmo território, porém perderam a capacidade de se reproduzir por uma diferenciação morfológica ou de época de maturação sexual, dentre outros motivos.

5. EFEITOS NO FITNESS

O fitness é associado à adequação de um indivíduo ao seu nicho ecológico com efeito direto na sua capacidade reprodutiva. A redução no fitness é uma diminuição na capacidade de deixar descendentes férteis.

Muitas características genéticas autossômicas recessivas levam à diminuição do fitness pois reduzem o número de oportunidades reprodutivas, levam à diminuição do número de frutos descendentes desses cruzamentos e também levam ao aumento do surgimento de indivíduos inábeis ou mesmo incompatíveis com a vida. Estas

características autossômicas recessivas aparecem com mais frequência derivadas da endogamia.

6. TÉCNICAS UTILIZADAS PARA O ESTUDO DA CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES

Uma das técnicas que podem ser utilizadas para verificar se uma espécie está sob pressão seletiva, ou seja, se há algo que possa ameaçar a sobrevivência dos indivíduos, é verificar se um determinado *locus* gênico está em Equilíbrio de Hardy-Weinberg.

O equilíbrio de Hardy-Weinberg é um modelo matemático utilizado no estudo de genética de populações. A equação básica do equilíbrio de Hardy-Weinberg para um *locus* autossômico de dois alelos é:

$$p^2 + 2pq + q^2 = 1, \text{ onde:}$$

p^2 = Frequência de indivíduos homozigotos dominantes;

$2pq$ = Frequência de indivíduos heterozigotos

q^2 = Frequência de homozigotos recessivos.

Para que um *locus* esteja em equilíbrio de Hardy-Weinberg é necessário que não exista pressão seletiva sobre esse gene. Desta forma, as frequências dos alelos permanecem inalteradas com o tempo. Duas derivações dessa equação são que a frequência q do alelo recessivo é igual a raiz quadrada da frequência do homozigoto recessivo (q^2), e a frequência p do alelo dominante é igual à raiz quadrada da frequência do homozigoto dominante (p^2). Quando não há equilíbrio de Hardy-Weinberg, essas derivações não são reais. Tomemos como exemplo a Tabela 1 a seguir:

Tabela 1. São apresentados números para um *locus* autossômico com dois alelos para duas populações. A da direita está em equilíbrio de Hardy-Weinberg e a da esquerda não. Os cálculos relativos às frequências dos genótipos e dos alelos são mostrados, bem como as conclusões e o raciocínio que as embasa.

População em equilíbrio de Hardy-Weinberg:	População fora do equilíbrio de Hardy-Weinberg:
Nº de indivíduos AA= 36	Nº de indivíduos AA= 25
Nº de indivíduos aa=16	Nº de indivíduos aa=36
Nº de indivíduos Aa=48	Nº de indivíduos Aa=39

Nº total de indivíduos=100	Nº total de indivíduos=100
<p>Todas as relações a seguir são verdadeiras:</p> $p^2 = 36/100 = 0,36$ $q^2 = 16/100 = 0,16$ $\sqrt{p^2} = p = \sqrt{0,36} = 0,6$ $\sqrt{q^2} = q = \sqrt{0,16} = 0,4$ $p + q = 1$ $2pq = 2 \cdot 0,6 \cdot 0,4 = 0,48$ $p^2 + 2pq + q^2 = 1, \text{ ou seja, } 0,36 + 0,48 + 0,16 = 1$	<p>Se: $p^2 = 25/100 = 0,25$ e $q^2 = 36/100 = 0,36$</p> <p>então:</p> $\sqrt{p^2} = p = \sqrt{0,25} = 0,5$ $\sqrt{q^2} = q = \sqrt{0,36} = 0,6$ <p>porém, com esse resultado: $p + q \neq 1$ e</p> $2pq = 2 \cdot 0,5 \cdot 0,6 = 0,6, \text{ ou seja, } \neq 0,48 \text{ (39/100)}$ <p>como consequência:</p> $p^2 + 2pq + q^2 = 1, \text{ ou seja, } 0,25 + 0,6 + 0,6 = 1,35, \text{ ou seja, } \neq 1$

Fonte: Autores.

Os dados acima são relativos a um *locus* mas, usualmente estuda-se vários *locus* para corroborar que uma população está em equilíbrio de Hardy-Weinberg. Destes dados, podem ser calculadas a heterozigiosidade observada e a esperada para tal verificação.

Segundo Melo (2012), a riqueza alélica reconhece principalmente o número de alelos diferentes, segregado em uma população. Dessa forma:

“ Indivíduos portadores de alelos exclusivos possuem uma importância singular por atuarem na manutenção dos níveis de heterozigiosidade, quando através de fluxo gênico estes alelos são disseminados para outras subpopulações.”

Segundo Petit et al. (1998) a riqueza alélica é um dos principais quesitos a serem considerados para a conservação genética de espécies. Para a medição da riqueza alélica, pode ser utilizado o método da rarefação proposto por Hulbert, em 1971.

A disponibilidade de marcadores morfológicos ou químicos que demonstrem a variabilidade genética de populações vegetais, sejam elas naturais ou cultivadas, geram uma descrição da sua estrutura genética.

As isoenzimas, por exemplo, são marcadores químicos que representam enzimas diferentes estruturalmente, mas compatíveis com um mesmo substrato, e são controladas, geralmente, por um ou por poucos locos gênicos que, (identificáveis por meio de análise de segregação) (PETERS et al. 1992). Marcadores genéticos e isoenzimas são importantes ferramentas para estudos florestais. Marcadores de isoenzimas geram amplas informações genéticas e tem sido extensivamente utilizado, contribuindo para programas de reprodução de árvores.

Outra ferramenta utilizada são os RFLPs (Polimorfismos de Tamanho de Fragmentos de Restrição), ou seja, áreas específicas do DNA de amostras das árvores são submetidas à PCR (Reação em Cadeia da Polimerase). Esse DNA que foi amplificado é submetido à digestão por enzima de restrição que cortam esse DNA em regiões palindrômicas. Através do uso de marcadores de DNA, consegue-se obter informações que não são possíveis através do uso de isoenzimas (NEALE et al. 1992).

Outro conceito importante na conservação de florestas é o tamanho efetivo da população, ou seja, quanto desta população está contribuindo realmente para deixar descendentes para as próximas gerações. Isso porque, plantas imaturas sexualmente e as que não tem tido sucesso reprodutivo, não estão efetivamente contribuindo com gametas para as gerações seguintes. Estudos com marcadores genéticos podem elucidar quais plantas deixam mais descendentes e de fato estão contribuindo mais para as próximas gerações enquanto plantas que se reproduzem menos são importantes para gerar um fundo genético de variabilidade e recursos para resistir a uma eventual mudança ambiental.

7. ESTUDOS RELACIONADOS À GENÉTICA DA CONSERVAÇÃO DE FLORESTAS

Sebben et al. (2001) estudaram a estrutura genética em populações de *Tabebuia cassinoides* e suas implicações para o manejo florestal e conservação genética. Através de eletroforese de isoenzimas, avaliaram 56 árvores adultas em uma população natural e 57 em uma manejada. A distribuição da variabilidade genética tanto entre quanto dentro das populações evidenciou que mais de 95% da variabilidade genética está distribuída dentro das populações, e menos de 5%, encontra-se entre populações. Entretanto,

comparando-se as frequências alélicas das populações, observa-se que o manejo realizado levou à perda de alelos raros (freq. < 5%), por deriva genética.

Também foram detectadas, na população manejada, reduções nas heterozigosidades e porcentagem de *locus* polimórficos e aumento no coeficiente de endogamia. A avaliação da estrutura das progênes evidenciou que estas foram compostas por misturas de meios-irmãos, irmãos completos e indivíduos de autofecundação. A comparação do índice de fixação (*f*) entre a geração de plântulas e as árvores adultas, mostrou indícios de seleção contra homozigotos.

Com base no tamanho efetivo determinou-se que para efetivar o manejo sustentável da *Tabebuia cassinoides*, considerando o componente genético, é necessária a manutenção de pelo menos 67 árvores porta-sementes por hectare. No final do trabalho sugeriram as estratégias de conservação *in* e *ex situ* para minimizar os danos causados pela prática de manejo.

Melo et al. (2015), estudaram 183 indivíduos de oito subpopulações de *Cabralea canjerana*. Os indivíduos foram coletados em fragmentos florestais na Área de Proteção Ambiental (APA) Fernão Dias, no Sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. Com base em marcadores microssatélites, estimou-se a diversidade genética, que foi contrastada com medidas quantitativas e medidas geográficas dessas oito subpopulações. Os autores encontraram maiores estimativas dos níveis de diversidade genética nas populações localizadas acima de 1.800 m de altitude, elucidando a importância dessas populações na manutenção da diversidade genética. Os autores ainda destacam que esforços conservacionistas devem ser tomados para que ocorra o aumento do fluxo gênico entre esses fragmentos florestais, principalmente entre os fragmentos de baixa e alta altitude. Isso porque, é comprovado que populações situadas em altitudes elevadas possuem mais indivíduos por hectare e, conseqüentemente, maiores índices de diversidade genética. Essas áreas então, tratadas como repositório de diversidade genética, se torna de grande importância para futuros estudos e aplicações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ELLSTRAND, N. C.; ELAM, D. R. (1993). Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annual review of Ecology and Systematics*, 24(1): 217-242.

- HURLBERT, S. H. (1971). The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative Parameters. *Molecular Ecology*, 52 (4): 577-586.
- MARX, R. B.; TABACOW, J. (2004). *Arte & paisagem: conferências escolhidas*. Studio Nobel.
- MELO, A. T. O.; COELHO, A. S. G.; PEREIRA, M. F.; BLANC, A. J. V.; FRANCESCHINELLI, E. V. (2015). Genética da Conservação de *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. (Meliaceae) em Fragmentos Florestais de Mata Atlântica na APA Fernão Dias. *Revista Árvore*, 39 (2): 365-374.
- MELO, A. (2012). Fluxo gênico e estrutura genética espacial de *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart. (Meliaceae) em fragmentos florestais de Mata Atlântica (Doctoral dissertation, Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética e Melhoramento de Plantas, da Universidade Federal de Goiás). Goiânia, Goiás, Brasil.
- NEALE, D. B.; DEVEY, M. E.; JERMSTAD, IS. D.; AHUJA, M. R.; ALOSI, M. C.; MARSHALL, K. A. (1992). Use of DNA markers in forest tree improvement research. *New Forests*, 6: 391-407.
- PETERS, A. C.; ALFENAS, A. M.; MOREIRA, F. A. de; RIBEIRO, F. C. G. M. (1992). Isoenzimas de *Eucalyptus*: Técnicas Para Extração E Eletroforese *Revista Arvore*, 16 (1): 18-42.
- PETIT, R. J.; EL MOUSADIK, A.; PONS, A. O. (1998). Identifying Populations for Conservation on the basis of genetic markers. *Conservation Biology*, 12 (4): 844-855.
- SEBBENN, A. M.; SEOANE, C. E. S.; KAGEYAMA, P. Y.; LACERDA, C. M. B. (2001). Estrutura genética em populações de *Tabebuia cassinoides*: implicações para o manejo florestal e a conservação genética. *Revista do Instituto Florestal*, 13(2): 93-113.
- SILVA, da J. A.; LEITE, E. J.; CAVALLARI, D. A. N.; PEREIRA, J. E. S.; BRASILEIRO, A. C. M.; GRIPP, A. (1990). Estrutura e composicao floristica da reserva genetica florestal Tamandua-DF (Vol. 12). EMBRAPA.

**Capítulo
13****CONTEXTUALIZAÇÃO ECONÔMICA E
AMBIENTAL DA SILVICULTURA BRASILEIRA
DE FLORESTAS PLANTADAS**

Alessandro Reinaldo Zabotto; Cleber da Silva Costa; Thais Arruda Costa Joca; Fernando Broetto.

Zabotto, A. R., Costa, C. S., Joca, T. A. C., Broetto, F. 2019. Contextualização Econômica e Ambiental da Silvicultura Brasileira de Florestas Plantadas In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 187-197.

1. INTRODUÇÃO

A partir da década de 60 foram introduzidas no Brasil espécies florestais exóticas de crescimento rápido para plantios em larga escala. Esses plantios foram incentivados pelo governo federal visando o aumento na produção de madeira para indústria, devido a exploração desordenada das florestas nativas que ocorria desde o início do século.

A FAO – (*Food and Agriculture Organization*) é uma organização da ONU, que no âmbito do FRA – (*Global Forest Resources Assessment*), descreve que: “As Florestas Plantadas abrangem todas aquelas florestas que são plantadas ou semeadas com intervenção humana, estabelecidas com a finalidade de produção de produtos, proteção do solo e a água, conservação da diversidade biológica, fornecendo serviços de recreação, lazer e cultural” (FAO, 2015). No Brasil, as florestas plantadas são definidas por meio do Decreto nº 8.375, de 11 de dezembro de 2014, que em seu artigo Art. 2º: “Consideram-se florestas plantadas, para efeito deste Decreto, as florestas compostas predominantemente por árvores que resultam de semeadura ou plantio, cultivadas com enfoque econômico e com fins comerciais” (BRASIL, 2014).

Tratando-se de produtos florestais, atualmente, o Brasil ocupa lugar de destaque no cenário mundial, ocasionado pelo aumento das pesquisas e avanços tecnológicos obtidos pelo setor produtivo. Cabe destacar que o clima é um fator importante para o rápido desenvolvimento das espécies florestais, assim, o Brasil possui condições naturais favoráveis acarretando maior produção com menor tempo de plantio. Nos plantios florestais comerciais brasileiros, as espécies exóticas com maiores áreas cultivadas atualmente são as do gênero *Eucalyptus* e *Pinus*.

Os plantios florestais não oferecem apenas produtos para a indústria, mas contribuem com a balança comercial brasileira e a geração de empregos. Ainda, complementam as florestas naturais com a captura de carbono da atmosfera, atuam como corredores biológicos e contribuem com a conservação da biodiversidade (MOREIRA; OLIVEIRA, 2017).

Entretanto, sendo o Brasil o país com uma das maiores áreas florestais nativas do mundo, ficando atrás apenas da Rússia, com aproximadamente 485 milhões de hectares (SNIF, 2019), o desmatamento é uma grande ameaça que exige atenção dos legisladores e dos órgãos de proteção do meio ambiente. Só na Amazônia Legal, que compreende os estados do Amazonas, Roraima, Tocantins, Amapá, Acre, Maranhão, Rondônia, Pará e Mato Grosso, a busca desordenada por madeira causou desmatamento de 35 milhões de hectares até o ano de 2007, sendo que em 2018 foram desmatados 7.536 km² de floresta (INPE, 2019).

Tabela 1. Área desmatada, por bioma e período de mapeamento (em hectares).

Bioma	Período			
	2002-2008	2009-2009	2009-2010	2016-2017
Amazônia	11.103.000	746.400	700.000	662.400
Caatinga	1.657.624	191.488	-	-
Cerrado	8.452.830	763.620	646.920	-
Mata Atlântica	274.235	24.872	-	-
Pampa	217.934	33.075	-	-
Pantanal	427.959	18.847	-	-

(-) dados não disponíveis

Fonte: Adaptado do boletim SNIF (2017).

Ao desmatar, profundas alterações são causadas nos ecossistemas gerando impactos negativos tanto para o bioma desmatado quanto para a economia e a sociedade. Assim, há necessidade de combater o desmatamento, que pode ser feito através do apoio a empresas e pequenos proprietários de terras, com a produção de madeira aliada ao manejo florestal sustentável, e ainda, com a participação da sociedade exigindo produtos de origem legal e certificada (PINHEIRO; MUNIZ, 2019). Na cadeia produtiva, há que se buscar a redução dos impactos ambientais com produtos e serviços que incentivem padrões responsáveis de consumo (ROSENBERG; FERRAZ, 2007).

Portanto, neste capítulo abordamos de forma geral os números da silvicultura de plantações florestais no Brasil, e ainda, a contribuição destas plantações para a conservação da biodiversidade e conseqüentemente a redução do desmatamento.

2. O SETOR DE FLORESTAS PLANTADAS NO BRASIL

Devido ao aumento da demanda por produtos oriundos das florestas (madeira, celulose, carvão etc.), há necessidade de substituir a madeira de origem nativa pela de florestas plantadas para uso comercial, contribuindo com o desenvolvimento sustentável e diminuindo a pressão sobre as florestas nativas.

Atualmente, Rússia, Brasil, Canadá e Estados Unidos possuem as maiores áreas de florestas do mundo, com 54% do total, sendo que 76% destes plantios são para a produção de madeira (FAO, 2015). O Brasil possui 7,84 milhões de hectares de reflorestamento que é responsável por 91% de toda a madeira que é produzida para utilização na indústria, tendo a maior produção do mundo em termos de produtividade por hectare, com média de 35,7 m³/ha ao ano para os plantios de eucalipto e 30,5 m³/ha ao ano nos plantios de pinus. Dentre os plantios comerciais, destaca-se o eucalipto com 5,7 milhões de hectares, com plantio em sua maioria nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso do Sul. Com relação as espécies de pinus, concentram-se em Santa Catarina e no Paraná com 1,6 milhão de hectares (IBÁ, 2017).

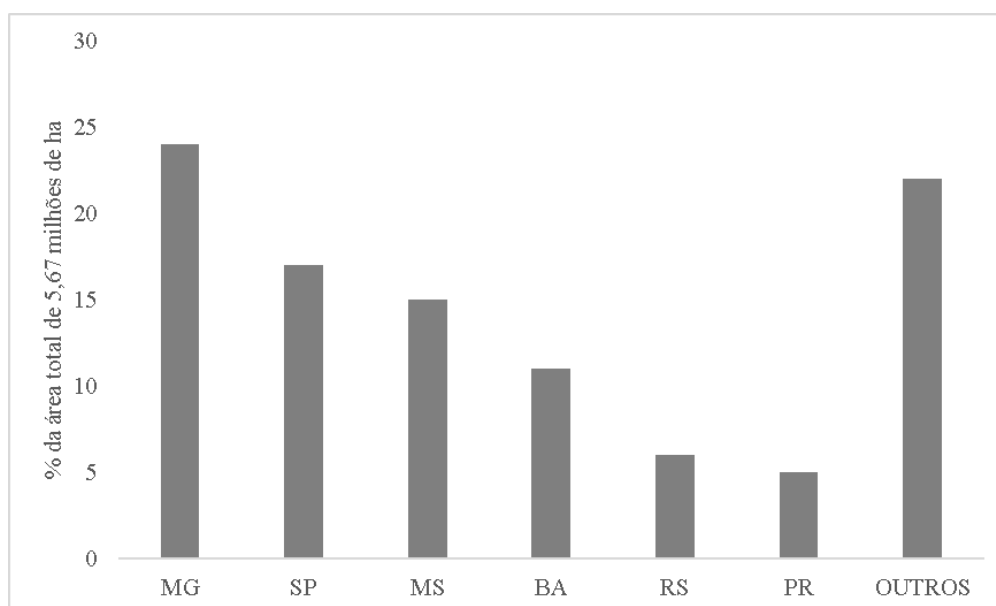


Gráfico 1. Distribuição dos plantios de eucalipto no Brasil por estado no ano de 2016.

Fonte: Adaptado de IBÁ E PÖYRY (2016).

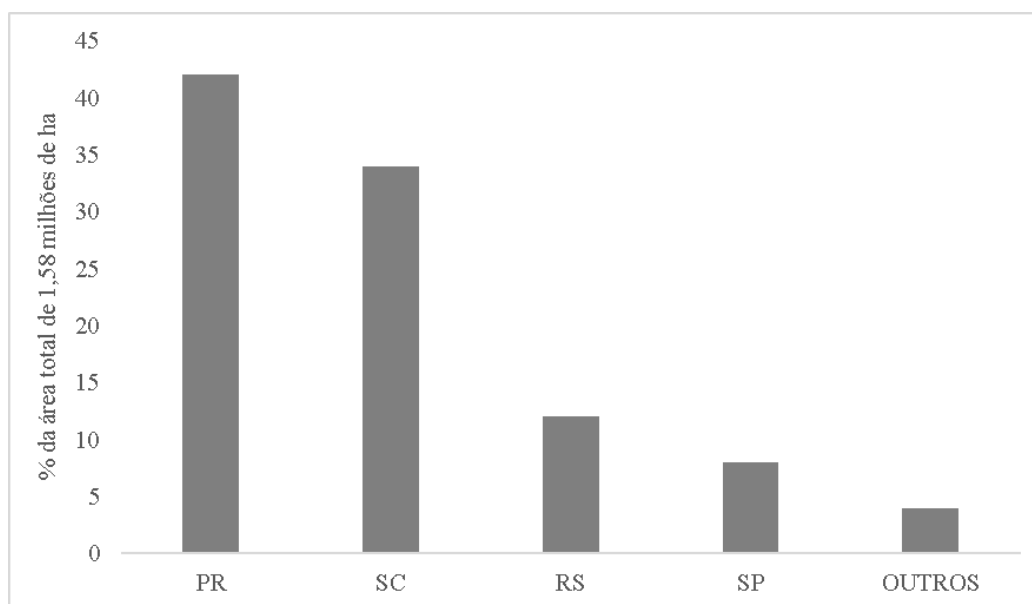


Gráfico 2. Distribuição dos plantios de pinus no Brasil por estado no ano de 2016.

Fonte: Adaptado de IBÁ E PÖYRY (2016).

Embora a maioria dos plantios sejam constituídos de eucalipto e pinus, o Brasil é um país florestal com abundância de espécies nativas que podem ser utilizadas na silvicultura. Os plantios de espécies nativas são importantes para a conservação da biodiversidade, e ainda, se tornam um fator relevante para o pequeno produtor, que pode implantar várias espécies em sistema agroflorestal e integração-lavoura-pecuária-floresta (ILPF), fornecem não somente madeira, mas outros produtos de apelo comercial como óleos, sementes e fibras. Nesse sentido, em 2006 foi lançado pelo governo federal o Plano Nacional de Silvicultura com Espécies Nativas e Sistemas Agroflorestais – PENSAF, que visa o aumento do plantio de espécies nativas através de florestas plantadas e sistemas agroflorestais, sendo um instrumento importante para o aumento da renda para o produtor rural, conservação da biodiversidade e gerando benefícios ambientais e sociais para o país (BRASIL, 2006). Porém, os plantios florestais com espécies nativas ainda são realizados em menor escala, sendo que algumas espécies se destacam devido a fatores como adaptabilidade, clima de cada região, características silviculturais e disponibilidade de material genético.

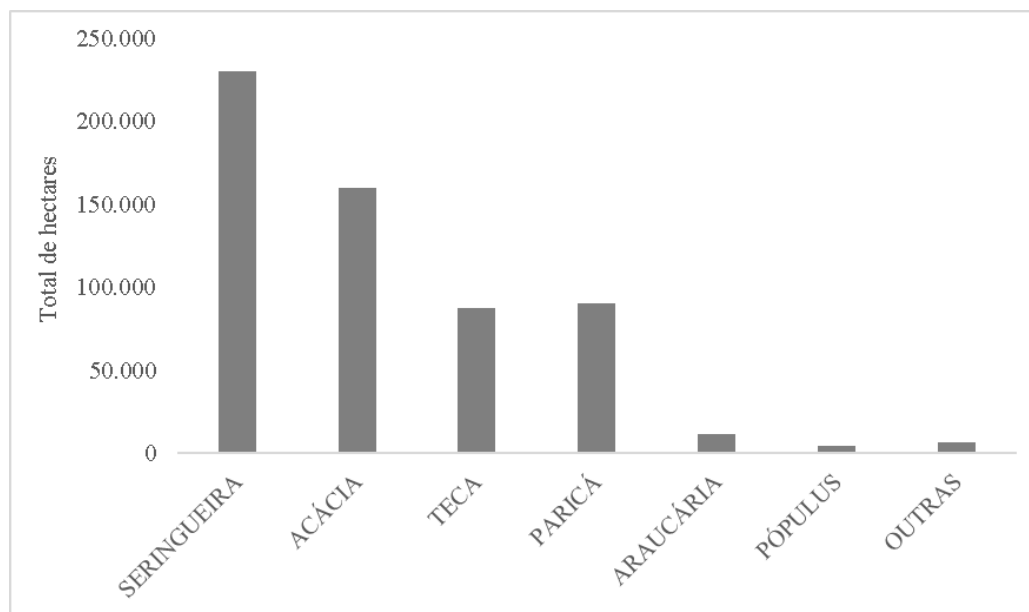


Gráfico 3. Plantios de outras espécies florestais no ano de 2016.

Fonte: Adaptado de IBÁ E PÖYRY (2016).

O setor florestal contribui com a redução das desigualdades e erradicação da pobreza, melhorando a qualidade de vida das pessoas e gerando números positivos para a economia brasileira. Dados de 2016 apontam que foram gerados pelo setor florestal 3,7 milhões de empregos, sendo 510 mil empregos diretos (IBÁ, 2017).

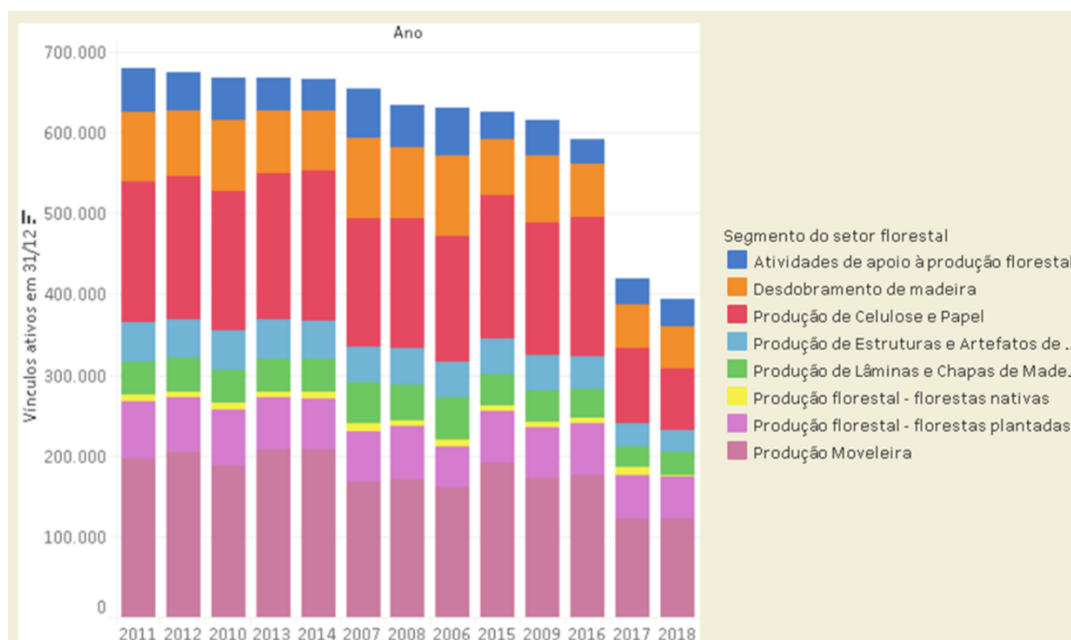


Gráfico 4. Distribuição de empregos no setor florestal a partir de 2011.

Fonte: Serviço Florestal Brasileiro - SNIF (2019).

Observa-se no gráfico 4, que houve queda acentuada na geração de empregos pelo setor nos anos de 2016 e 2017, números que provavelmente estão relacionados com a queda na economia brasileira. De qualquer forma, a atividade florestal possui grande impacto social e econômico no país, gerando emprego e renda, maior arrecadação de tributos municipais, estaduais e federais (SOARES et al. 2014), com potencial para expandir-se para outras regiões do país. Ainda assim, o crescimento do setor florestal brasileiro é inferior se comparado a outras culturas, em que aproximadamente 350,2 milhões de hectares são destinados para a agricultura, conforme dados preliminares do Censo Agropecuário 2017 (IBGE, 2019).

3. PRINCIPAIS PRODUTOS GERADOS PELAS FLORESTAS PLANTADAS

Os produtos florestais são classificados em produtos florestais não-madeireiros, que constituem todo o material biológico de origem, e produtos florestais madeireiros, que são formados por todo o material lenhoso de origem vegetal passível de aproveitamento em produtos duráveis (BRASIL, 2014).

No caso das florestas plantadas, há uma grande diversidade de produtos madeireiros para diferentes segmentos da indústria, sendo a cadeia produtiva dividida em três: madeira industrial (celulose, papel e painéis de madeira); processamento mecânico da madeira (serrados e compensados); e madeira para energia (lenha, cavaco e carvão vegetal) (VALVERDE et al. 2012).

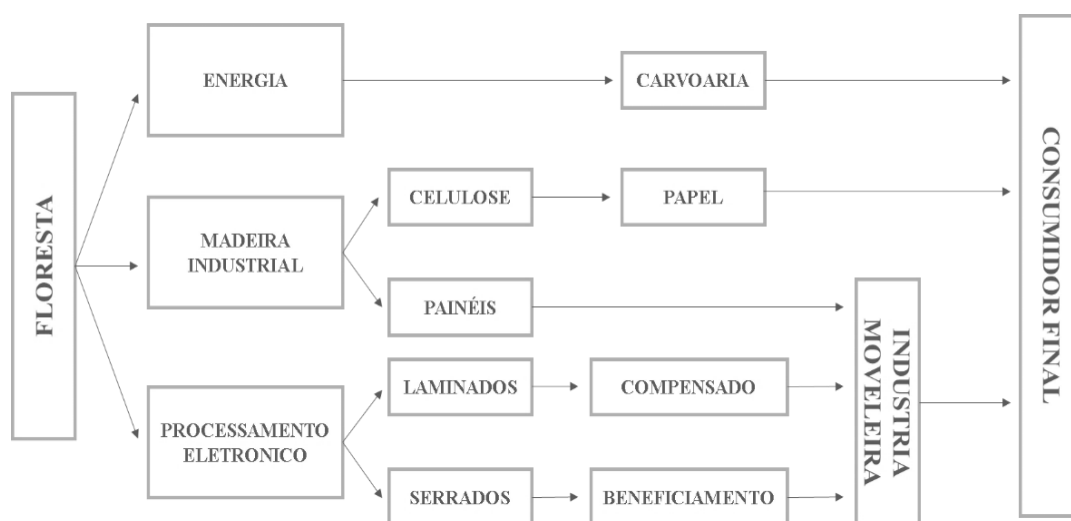


Figura 1. Cadeia produtiva da madeira.

Fonte: Adaptado de Polzl et al. (2003).

Atualmente, as áreas com florestas plantadas são em sua maioria de posse de empresas do segmento de papel e celulose com 34%, pequenos e médios produtores com 29%, indústria de siderurgia e carvão vegetal ocupam 14% da área e investidores financeiros 10%. Ainda, a indústria de painéis e pisos laminados ocupam 6%, produtos sólidos de madeira 4% e outros produtos 3% (IBÁ, 2017).

A celulose possui diversos usos estando presente em uma gama de produtos, portanto, é matéria prima de diversos segmentos industriais, sendo utilizada na fabricação de tecidos, adesivos, estabilizantes de alimentos etc. O Brasil produziu 18,8 milhões de toneladas de celulose em 2016, somando os processos químicos de fibra curta e longa (eucalipto e pinus, respectivamente) e a pasta de alto rendimento. Desta forma, o Brasil consolida-se como o segundo maior produtor do mundo, ficando atrás apenas dos Estados Unidos. Com relação a produção de papel, foram produzidos 10,3 milhões de toneladas no mesmo ano (IBÁ, 2016).

Uma quantidade considerável da madeira produzida para o mercado interno no Brasil consiste em lenha ou madeira para carvão vegetal. Em 2016, 84% do carvão vegetal utilizado no país foi produzido com matéria prima proveniente de florestas plantadas. Cabe destacar que o Brasil é o líder mundial na produção de aço com energia gerada a partir do carvão vegetal, com aproximadamente 120 indústrias que utilizam o carvão a uma taxa média de 50% da produção (IBÁ, 2016).

A madeira produzida pelas florestas plantadas abastece o mercado de painéis e pisos laminados, painéis compensados e madeira serrada para a construção civil. Diversos outros produtos florestais são gerados, porém em menor escala. São eles: Briquetes, cavaco, serragem, postes, mourões, palanques dentre outros. Cabe salientar que na esfera industrial, as florestas plantadas facilitam o manejo e adequação as máquinas, gerando produtos homogêneos. Com relação aos produtos florestais não madeireiros, são extraídos óleos, fibras, resinas e ainda produção de fármacos.

4. BENEFÍCIOS AMBIENTAIS

A utilização de combustíveis fósseis é cada vez mais questionada devido a sua associação a problemas ambientais, causando impactos relevantes relacionados ao seu uso. Assim, a substituição de combustíveis fósseis vem ocorrendo gradativamente, ao ponto que a modernização e novas pesquisas por energias alternativas renováveis ganhem

espaço. Neste contexto, os produtos e serviços ambientais gerados pelas florestas plantadas ganham importância, seja pela contribuição para a preservação do meio ambiente ou ainda pelos produtos gerados serem renováveis. Através da biomassa florestal, inúmeros benefícios ambientais podem ser alcançados em detrimento dos combustíveis fósseis, sendo matéria prima de curto prazo para a geração de combustíveis (HALL; HOUSE; SCRASE, 2005).

Outra importante contribuição dos plantios florestais é o sequestro de carbono atmosférico, contribuindo para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas. O carbono da atmosfera é derivado da injeção de 8 a 9 bilhões de toneladas por ano na forma de CO₂, em razão da queima de combustíveis fósseis, e ainda pela queimada das florestas ocasionada pelo desmatamento, em que o equivalente a 3,2 bilhões de toneladas do CO₂ permanecem na atmosfera, sendo a diferença absorvida pelos seres fotossintetizantes (NOBRE, 2004). As florestas plantadas consomem cerca de 1,7 bilhão de toneladas de CO₂ da atmosfera, e ainda, as áreas de preservação permanente e reservas legais sequestram outros 2,48 bilhões de toneladas de CO₂ (IBÁ, 2016).

As florestas desempenham papel importante na conservação do solo, na melhoria da qualidade do ar, na preservação da biodiversidade (Valverde, 2012), trazendo ainda outros benefícios como a recuperação de áreas degradadas, manutenção da fertilidade do solo e da água, utilização de espécies como componentes de sistemas de integração (ILP e ILPF), leguminosas associadas a culturas agrícolas (adubação verde), a proteção dos recursos naturais e a proteção da mata nativa reduzindo a pressão sobre as florestas.



Figura 2. Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF).

Fonte: AGROLINK.

Nos plantios florestais são formados corredores ecológicos, contribuindo com a mobilidade genética entre fragmentos florestais. Esses corredores são intercalados em linha com florestas nativas, perfazendo uma paisagem em mosaico. Assim, os plantios florestais contribuem com a mobilidade de espécies entre a floresta nativa e a plantada, elevando a biodiversidade com o aumento do tamanho dos *habitats* (VITAL, 2007).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O setor florestal, além de contribuir com o meio ambiente gerando serviços ecossistêmicos, tem parcela fundamental na geração de empregos com reflexos positivos na economia brasileira, ocasionado pela demanda crescente por produtos madeireiros e não madeireiros. Entretanto, seria importante estimular o uso de produtos derivados das florestas plantadas, substituindo o uso de combustíveis fósseis.

Na esfera ambiental, os esforços do governo brasileiro devem ser mantidos para coibir o desmatamento ilegal, de acordo com Lei 11.284/2006 que protege as florestas públicas que se encontram fora de unidades de conservação. Contudo, o que se observa no momento é o desmonte de órgãos importantes como o ICMBio e o IBAMA, afetando diretamente o combate ao desmatamento, reduzindo consideravelmente às áreas de florestas nativas.

Com relação as espécies exóticas de rápido crescimento, observa-se alguns comentários e críticas aos plantios que na verdade não possuem fundamentos, não sendo baseadas em informações técnicas e científicas. Como vimos neste capítulo, é imensa a contribuição do setor de florestas plantadas na geração de produtos e serviços, colaborando com a diminuição da pressão sobre as florestas nativas. Por outro lado, não se deve medir esforços principalmente na área científica, com estudos de viabilidade e melhoramento de espécies nativas, objetivando aumento dos plantios e ainda a geração de outros produtos não madeireiros.

Desta forma, podemos concluir que o setor de florestas plantadas possui condições de expandir-se nos próximos anos, principalmente devido aos avanços das pesquisas na área científica e tecnológica. A utilização de plantios em áreas degradadas é uma alternativa, visto que o Brasil possui grandes áreas nesta condição, inclusive em regiões pobres e afastadas dos grandes centros, podendo contribuir com o desenvolvimento da região através da geração de emprego e renda. Neste caso, há que se implantar políticas públicas voltadas para um maior investimento e desenvolvimento do setor, inclusive com

benefícios aos pequenos e médios agricultores, visando maior participação destes na cadeia produtiva que atualmente é dominada pelas grandes indústrias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGROLINK - O Portal do conteúdo Agropecuário. (2019). Disponível em: <www.agrolink.com.br>. Acesso em: 25 jul. 2019.
- BRASIL. (2014). Decreto nº 8.375, de 11 de dezembro de 2014. Define a Política Agrícola para Florestas Plantadas. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Decreto/D8375.htm>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- BRASIL. (2014). Ministério do Meio Ambiente. Produtos madeireiros e não madeireiros. Brasília, DF. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/florestas/manejo-florestal-sustent%C3%A1vel/produtos-madeireiros-e-n%C3%A3o-madeireiros.html>>. Acesso em: 19 mai. 2019.
- BRASIL. (2006). Plano nacional de silvicultura com espécies nativas e sistemas agroflorestais – PENSAF. Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 20 jun. 2019.
- FAO. (2015). Global forest resource assessment FRA 2015: terms and definitions. Rome, 2012. 31 p. (Forest resources assessment working paper, 180). Disponível em: <<http://www.fao.org/3/ap862e/ap862e00.pdf>>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- HALL, D. O.; HOUSE, J. I.; SCRASE, I. (2005). Visão geral de energia e biomassa In: ROSILLOCALLE, F.; BAJAY, S. V.; ROTHMAN, H. (Org.). Uso da biomassa para produção de energia na indústria brasileira. Campinas: UNICAMP, 2005. Cap. 1, 25-67p.
- IBA. (2016). IBA no Papel 2016. Indústria Brasileira de Árvores, Brasília -DF, Ano 1. Ed.1.
- IBA. (2017). Relatório Anual 2017. Indústria Brasileira de Árvores, Brasília -DF, 76 f.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2017). Censo Agropecuário 2017. Dados Preliminares. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/21814-2017-censo-agropecuario.html?edicao=21858&t=resultados>>. Acesso em: 15 jul. 2019.

- INPE - Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais. (2019). Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite – Projeto PRODES. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes>>. Acesso em: 16 jul. 2019.
- NOBRE, C.A. (2004). O aquecimento global e o papel do Brasil. Revista Ciências Hoje, 36(211): 38-40.
- PINHEIRO, A. S.; MUNIZ, T. F. (2019). Concessão florestal como instrumento para redução de exploração ilegal madeireira em Unidades de Conservação em Rondônia. Revista FAROL, 8(8): 121-142.
- POLZI, W. B.; SANTOS, A. J.; TIMOFEICZYK JUNIOR, R.; POLZL, P. K. (2003). Cadeia produtiva do processamento mecânico da madeira compensada - segmento da Cadeia produtiva do processamento mecânico da madeira compensada - segmento da madeira serrada no Paraná. Floresta, 33(2): 127-134.
- PORTAL DO SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS. (2019). Serviço Florestal Brasileiro. Disponível em: < snif.florestal.gov.br >. Acesso em: 25 jul. 2019.
- PORTAL DO SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS. (2019). Serviço Florestal Brasileiro. Boletim 2017. 1 ed. Disponível em: < snif.florestal.gov.br >. Acesso em: 25 jul. 2019.
- ROSENBURG, C.; FERRAZ, E. (2019). Sua Empresa é Verde? Revista Época Negócios. Disponível em: <<http://epocanegocios.globo.com/Revista/Epocanegocios/0,,EDR76923-8374,00.html>>. Acesso em: 25 jul. 2019.
- SOARES, N. S.; DA SILVA, M. L.; CORDEIRO, S. A. (2014). Produto interno bruto do setor florestal brasileiro, 1994 a 2008. Revista Árvore, 38(4): 725-732.
- VALVERDE, S. R. (2012). Silvicultura brasileira: oportunidades e desafios da economia verde.
- VALVERDE, S.; MAFRA, J.; MIRANDA, M.; SOUZA, C.; VASCONCELOS, D. (2018). Silvicultura brasileira: oportunidades e desafios da economia verde. 2012.
- VITAL, M. H. F. (2007). Impacto ambiental de florestas de eucalipto.

**Capítulo
14****IMPACTOS AMBIENTAIS ANTRÓPICOS NO
AMBIENTE MARINHO**

Gilson Stanski; Alícia Giolo Hippólito

Stanski, G., Hippólito, A. G. 2019. Impactos Ambientais Antrópicos no Ambiente Marinho In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 198-211.

1. INTRODUÇÃO

Os oceanos cobrem dois terços da superfície terrestre, representam uma fonte expressiva de diversidade biológica, como também fornecem recursos fundamentais para a sobrevivência e qualidade da vida humana, tais como: água, produção de biomassa, oxigênio, fonte de proteína, qualidade de vida, recreação, além de ser parte integral das atividades econômicas em diversas localidades (DEWAILLY; KNAP, 2006). Dessa forma, a qualidade dos oceanos é indispensável para a manutenção da vida na terra (SANDIFER et al. 2004).

A importância do oceano ocasionou uma aglomeração de pessoas em seu entorno. De acordo com Cohen (1995), em 2007 aproximadamente 65% da população humana estava localizada em até 159 km da linha da costa e acredita-se que esse percentual continua crescendo, sendo estimado chegar em 75% até 2025. Só no Brasil, a zona costeira possui 8.698 km de extensão e abriga aproximadamente um quarto da população do país. Existem 400 municípios distribuídos ao longo da costa, e muitos deles sua população chega a triplicar nos períodos de temporada com a exploração turística em larga escala, situação que por um lado traz muitos benefícios econômicos ao país, mas em contrapartida, intensifica ainda mais a degradação ambiental desses locais (ARAÚJO; COSTA, 2016).

Das 24 áreas metropolitanas mais densamente povoadas e importantes do Brasil, 14 estão localizadas próximas a ecossistemas estuarinos e lagunares. Nessas áreas encontram-se também implantadas os maiores parques industriais, polos químicos e petroquímicos e grandes portos. Todas essas atividades e aquelas ligadas à rápida e

desordenada expansão urbana apresentam graves impactos sobre estes ecossistemas (DIEGUES, 1994).

Desta forma, a relação do ambiente marinho com as atividades humanas e a saúde pública, tanto em áreas costeiras como em alto mar, cada dia mais toma grande destaque e gera preocupação mundial (AMARAL; JABLONSKI, 2005).

O crescimento da população aliado com os padrões de consumo faz aumentar exponencialmente os impactos ambientais e torna-se evidente a extinção de um bem que era tido como recurso renovável e sem limitações em receber resíduos denominados genericamente como “lixo”. Para este trabalho, lixo marinho é entendido como os resíduos oriundos da atividade humana que entraram no ambiente marinho não importando por meio de qual fonte, excluindo-se os materiais orgânicos, como restos de alimento e vegetais (OLIVEIRA, 2013).

Essa problemática relacionada ao lixo marinho já vem sendo relatada em estudos científicos desde a década de 1950, com relatos sobre fauna marinha emaranhada em resíduos sintéticos, passando a ser definido efetivamente como problema nas décadas de 1960 e 1970 (RIBIC et al. 1992).

Pela grande imensidão e capacidade de diluição, o mar sempre foi o destino final de diversas substâncias oriundas do continente, drenada pelos rios e lagos. No século XX os resíduos mais comuns despejados no ambiente marinho eram os dejetos de esgoto urbano, efluentes industriais e agrícolas. No entanto, no século XXI o crescimento populacional e o desenvolvimento tecnológico começaram a agravar essa situação, pois fibras sintéticas começaram a substituir fibras naturais, em vários tipos de utensílios, devido à característica desses materiais sintéticos em resistir à degradação, principalmente na água do mar, como também materiais sintéticos são mais baratos do que as fibras naturais que eles substituem (OLIVEIRA, 2013).

Além disso, o capitalismo e a busca do crescimento exponencial, cada vez mais agrava essa situação, tanto pelo consumismo desenfreado imposto pela mídia como também pela praticidade dos produtos industrializados, e mudanças de hábitos em relação às gerações anteriores onde quase tudo se reutilizava e agora a utilização de embalagens e materiais descartáveis é a moda. Anualmente, em média, chegam ao ambiente marinho em torno de dois bilhões de toneladas de lixo (intencionalmente ou não) (CHELSHIER et al. 2009), sendo aproximadamente 80% destes resíduos oriundos de fontes baseadas em terra (ANDRADY, 2011).

Como o oceano apresenta grande atividade física pelas ondas, correntes, ciclo das marés e ventos, os resíduos acabam tendo grande capacidade de dispersão do seu ponto de origem, podendo ser encontrados até mesmo milhares de quilômetros distante do continente e em áreas remotas, como ilhas distantes da costa (MOORE, 2008; BARNES et al. 2009). Entretanto, nas zonas costeiras, onde as atividades humanas estão concentradas o problema torna-se mais aparente.

Portanto, mediante a problemática do impacto antrópico em relação ao ambiente marinho, este capítulo apresenta alguns dos materiais que mais causam impacto na biodiversidade de espécies marinhas.

2. POLUENTES MARINHOS

A captura por artefatos de pesca vem sendo reportada como a principal ameaça para tartarugas marinhas no mundo. A estimativa é que uma tonelada de equipamentos de pesca seja descartada nos oceanos a cada minuto. Linhas e redes de nylon podem demorar até 600 anos para se decompor. Esses materiais são responsáveis pelo declínio de cerca de 30% da vida marinha dos oceanos (SOTO et al. 2003; MASCARENHAS et al. 2005; CASALE, 2008), podendo levar um indivíduo à morte por meio da ingestão ou pelo emaranhamento (BJORNDAL et al. 1994; BUGONI et al. 2001; TOURINHO et al. 2010).

Estudos com tartarugas marinhas encontraram porcentagem significativas de material inorgânico nos estômagos desses animais. Bjorndal et al. (1994) analisando tartarugas na costa da Flórida (EUA) encontraram 56% dos animais analisados com material inorgânico no estômago; Tomás et al. (2002) em 62% com animais da costa da Espanha e Orós et al. (2005) em 19% dos animais provenientes das ilhas Canárias.

Já no Brasil, Edris et al. (2018) com tartarugas da espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) encontradas mortas no litoral de São Paulo, constataram que 66,7% dos indivíduos tinham materiais inorgânicos. Bugoni et al. (2001), no Sul do Brasil em 60,5% (23/38) das tartarugas analisadas e Macedo et al. (2011) em duas espécies de tartarugas, *Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), em 60% (27/45), sendo 20 exemplares da espécie *C. mydas* e sete da espécie *E. imbricata*, além da presença desses materiais estranhos foi observado que a maioria dos animais com resíduos no trato digestório apresentavam comprometimento do escore corporal, e 47 % foram classificados com caquéticos.

Das características em comum desses estudos, todos eles encontraram como principal componente no estômago dos animais, o plástico (Figura 1). Plásticos são polímeros sintéticos e outros produtos derivados do petróleo são os principais poluentes, independentemente do método de amostragem, sendo responsáveis por 60% a 80% do lixo marinho em todo o mundo (MOORE, 2001; RYAN et al. 2009). O plástico entra no ambiente marinho em quantidades semelhantes à sua produção, não sofre degradação biológica, apenas mecânica, e se fragmenta quando exposto ao sol. Dessa forma, atinge praticamente todos os ambientes naturais como áreas costeiras, ilhas afastadas e desertas no meio dos oceanos (MOORE, 2008).

O plástico no mar causa óbitos nos animais através de afogamento, estrangulamento, arrastamento e redução de eficiência alimentar. As chamadas “redes fantasmas”, no qual atuam como corpo estranho, irrita os órgãos do trato digestório, provocando saciedade e não alimentando o animal. É importante destacar que mesmo uma pequena quantidade de plástico pode ser suficiente para causar a morte de uma tartaruga (BUGONI et al. 2001).

Os plásticos atuam na dispersão de espécies invasivas, atuando como substrato de briozoários, cracas, vermes poliquetas, cnidários e moluscos, bem como de poluentes e microorganismos que podem colocar em risco o ambiente onde se acumulam, sendo muito mais eficientes que cascos de navios ou água de lastro (GREGORY, 2009).

Além das tartarugas, outros vertebrados também são afetados pelo plástico, nas aves O’Hanlon et al. (2017) encontrou incidência de 74% (25/34) de ingestão de plástico em aves marinhas no nordeste do oceano Atlântico (Figura 2).

Em cetáceos marinhos da espécie *Pontoporia blainvillei* (GERVAIS; D’ORBIGNY, 1844) e *Sotalia guianensis* (VAN BENÉDÉN, 1864) também foi encontrado plástico no conteúdo estomacal, de 15,7% (14/89) na espécie *P. blainvillei* e de 1,3% (1/77) da espécie *S. guianensis*. Essa grande diferença foi sugerida devido a atividade alimentar da primeira ser em regiões do fundo do mar, aumentando a chance de ingestão de detritos, já que *S. guianensis* tem hábito alimentar próximo da superfície (BENEDITTO; RAMOS, 2014).

Outros estudos já demonstram uma maior ingestão de detritos pelas espécies de cetáceos, chegando a 31% de material inorgânico ingerido, e as taxas de mortalidade induzida por esses detritos variaram de 0 - 22% dos animais encalhados (BAULCH; PERRY, 2014).

Além dos plásticos, existem os microplásticos, no qual podem ser ingeridos e não são absorvidos, mas se depositam no organismo e permanecem na cadeia alimentar se acumulando, e, no futuro poderá ocasionar problemas (PACHECO, 2016).



Figura 1. Ingestão de plástico ingerido por uma tartaruga marinha.

Fonte: Projeto TAMAR.



Figura 2. Ave aquática encontrada morta com o celoma repleto de produto inorgânico.

Fonte: Projeto TAMAR.

Da mesma forma que o plástico, o petróleo também é muito danoso ao meio ambiente, pois a grande demanda no século XX (DUTRA, 1995), culminou com sua exploração expandida para vários ambientes, um deles o assoalho oceânico, onde existem grandes reservas. No entanto, explorar nesse tipo de ambiente é uma atividade complexa, pois qualquer derramamento de petróleo no ambiente marinho, independentemente das

proporções, acaba se tornando um grande impacto ambiental. Sua extração nesse ambiente ocorre por meio de plataformas, que bombeiam o óleo para os navios ou oleodutos, podendo gerar neste processo, inúmeros fatores e situações que acarretam o seu vazamento (SELLEY, 2016).

Quando isso ocorre, a substância propaga-se rapidamente pelo mar, formando uma mancha negra, que contamina a água e compromete a vida das espécies marinhas do local. A contenção da mancha de petróleo no mar é bastante difícil, uma vez que as correntes marítimas e o vento atuam na dispersão do óleo pela água (MARTINHO, 2016). Além disso, a camada superficial formada pelo óleo bloqueia a passagem da luz, impossibilitando a produção da fotossíntese e impedindo a troca dos gases entre a água e o ar (Figura 3) (MARTINHO, 2016). Esse impacto, afeta todo o ecossistema e causa enormes danos ao meio ambiente com a morte de muitas espécies aquáticas por asfixia e intoxicação. As aves marinhas sofrem intoxicação pelo petróleo, além da impregnação do óleo em suas penas impedindo o voo e afetando diretamente seu mecanismo de termorregulação (Figura 4) (D'AGOSTO, 2015).



Figura 3. Manchas de petróleo no mar do Golfo do México.

Fonte: Deutsche Welle.



Figura 4. Ave marinha coberta de petróleo.

Fonte: Hi7.co

Dos vazamentos de petróleo no mar, alguns merecem destaque pela magnitude do seu impacto ambiental: o principal deles foi no Kuwait em 1991 na Guerra do Golfo, Golfo Pérsico. Com o volume de 1 milhão e 360 mil toneladas, este pode ser considerado o pior vazamento de petróleo da história. Causou enormes danos à vida selvagem no Golfo Pérsico, depois que forças iraquianas abriram as válvulas de poços de petróleo e oleodutos ao se retirarem do Kuwait. Outro foi no golfo do México em 1979, onde uma plataforma de petróleo se rompeu derramando cerca de 454 mil toneladas de petróleo no mar. A enorme maré negra afetou por mais de um ano as costas de uma área de mais de 1600 km² (GOIS et al. 2015). Outro ocorreu na França em março de 1978, quando o supertanque Amoco Cadiz rompeu-se ao meio perto da costa noroeste da França, derramando 223 mil toneladas de óleo. O vazamento matou grande diversidade de espécies, sendo a primeira vez que imagens de aves marinhas cobertas de petróleo foram vistas pelo mundo (GOIS et al. 2015).

Já a mineração, embora na maioria das vezes ocorra longe do mar, também pode afetar esse ambiente. Foi o que aconteceu com o rompimento da represa de rejeitos de uma mineradora localizada no município de Mariana – MG, em 2015. Com a ruptura, liberou-se cerca de 32 milhões de metros cúbicos de resíduos minerários que, carregados até o rio Doce, percorreram aproximadamente 632 km até o litoral do Espírito Santo, onde a lama com os rejeitos minerais chegou ao mar adentrando cerca de 60 km no Oceano Atlântico (ESPINDOLA et al. 2016) (Figura 5).

Provavelmente as consequências são de grande dimensão à vida marinha, se iniciando pela localidade de Regência (ES), vila pertencente ao município de Linhares, que apresenta uma área de extensos manguezais. Só o fato de a lama ter chegado nesse

ambiente (Figura 5), já causou significativa perda de biodiversidade (fauna e flora), além de trazer turbidez para a água do mar, que passou a receber menos luz. Com baixa luminosidade, os organismos não realizam fotossíntese, processo de produção de energia, diminuindo a quantidade de alimentos no ecossistema (ESPINOSA et al. 2016). Isto acarretou a queda de sua produção primária, e indiretamente, afetou outros organismos da cadeia alimentar. Além disso, ocorreu modificação da zona estuarina do litoral do Espírito Santo, como locais de desovas de tartarugas marinhas em risco de extinção. Como o rejeito da mineração possui uma grande quantidade de componentes metálicos como óxidos de silício (SiO_2), de alumínio (Al_2O_3), de cálcio (CaO), de ferro (Fe), de manganês (Mn), de enxofre (S), de fosfatos (PO_{43-}) e algumas composições de metais pesados (YANG et al. 2014), as praias tiveram que ser interditadas e a pesca proibida no entorno de Regência – ES (ZHOURI et al. 2016).



Figura 5. Vista aérea do Rio Doce desaguando no mar de Regência, no Espírito Santo.

Fonte: Ricardo Moraes/Reuters.

Outro problema recorrente nas zonas costeiras marinhas é o despejo de esgotos sem tratamento, o que acaba desencadeando os processos de eutrofização, termo empregado para diferenciar a ação do homem daquela de causas naturais na evolução dos ambientes aquáticos (HENRY et al. 1983). O excesso de nutrientes presente nos esgotos, principalmente nitrogênio e o fósforo, são nutrientes de grande importância à cadeia alimentar. Entretanto, quando descarregados em altas concentrações em águas superficiais e associados às boas condições de luminosidade provocam o enriquecimento

do meio e abrem portas para espécies oportunistas do tipo “daninhas”, que estão adaptadas às condições de altos teores de nutrientes (ODUM; BARRET, 2007).

O aporte causado pelo homem de grandes quantidades de material orgânico no ambiente marinho, revelou que estuários têm sofrido um incremento de 6-50 vezes o aporte de Nitrogênio e aumentos de 18-180 no aporte de Fósforo se comparado com condições naturais (CONLEY, 2000), configurando uma alta eutrofização.

Além da matéria orgânica encontrada no esgoto doméstico, outros tipos de contaminantes podem ser encontrados oriundos de efluentes industriais, como hidrocarbonetos, substâncias radioativas e inorgânicas (como metis, azóis, benzenos e amidas primárias). Essas substâncias acabam influenciando o equilíbrio osmótico e químico do lugar onde entram em contato, favorecendo o desenvolvimento de microorganismos patógenos, como cianobactérias (SOUZA et al. 2014).

Segundo Smith e Schindler (2009), a eutrofização pode levar à alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, gerando a perda de vegetação aquática submersa, e redução do oxigênio dissolvido, como constatado por Moreira et al. (2016). Após a morte de grande quantidade de peixes, os autores analisaram a quantidade de oxigênio e concluíram que o despejo do esgoto com altos níveis de fósforo foi o responsável pela proliferação de algas e redução do oxigênio a zero. Além da diminuição do oxigênio, muitas vezes a grande quantidade de nutrientes possibilita o desenvolvimento e florações de algas nocivas e/ou tóxicas que vão provocar alterações de teias e cadeias alimentares, e, por fim, a perda da biodiversidade como o estágio mais severo (ANDERSON et al. 2002; GLIBERT et al. 2010), além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água.

Dentre os ecossistemas marinhos mais afetados estão os manguezais, áreas fundamentais para a manutenção da qualidade da água, fixação do sedimento, fornecimento de produção primária para o entorno, berçário de muitas espécies e manutenção da biodiversidade (KRUG et al. 2007). Os manguezais vêm tendo suas áreas anualmente diminuídas pelo desmatamento e posterior aterramento para expansão urbana, industrial e portuária (KRUG et al. 2007), resultando em danos diversos, como: morte da maioria dos animais (crustáceos, moluscos e poliquetas) que vivem nesse habitat; alteração do padrão de circulação das águas (ciclo de marés); aceleração da sedimentação, a qual interferirá na reciclagem dos nutrientes e na troca de gases devido ao entupimento das lenticelas dos rizóforos e pneumatóforos nas espécies de árvores endêmicas desse ecossistema (ALVES, 2001). Além disso, os esgotos despejados sem tratamento nesses

locais também contaminam as águas, atingindo indiretamente as pessoas que necessitam desse ambiente para sua sobrevivência (ALBUQUERQUE et al. 2015).

O oceano tornou-se receptor final de diversos elementos nocivos à vida marinha, provenientes de rios, lançamento de esgoto in natura, despejos de navios ou plataformas de petróleo e até a chegada de restos minerais. Com isso, o desequilíbrio socioambiental nas regiões litorâneas só tende a piorar, sendo fundamental o seu gerenciamento. Medidas como saneamento básico incluindo abastecimento de água, esgoto sanitário, coleta de lixo, limpeza e drenagem urbana são essenciais para a proteção e conservação ambiental, além da contribuição para manter recursos hídricos e dos solos atuando ativamente na saúde pública (SILVA et al. 2016).

Atualmente, existem sinais claros que os seres humanos afetaram os oceanos e a vida marinha de forma grave. O modo de produção de resíduos humanos e seu destino final devem ser repensados. É urgente a tomada de medidas que diminuam esse modelo degradante do ambiente em que vivemos, assim como estratégias para uma vida sustentável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, A.; FREITAS, E.; MOURA-FÉ, M. M.; BARBOSA, W. (2015). A proteção dos ecossistemas de manguezal pela legislação ambiental brasileira. *Geographia*, 17 (33): 126-153.
- ALVES, J. R. P. (2001). *Manguezais: educar para defender*. Rio de Janeiro: FEMAR, SEMADS, 96p.
- AMARAL, J. A. P.; JABLONSKI, S. (2005). Conservação da biodiversidade marinha e costeira do Brasil. *Megadiversidade*, 1 (1): 43-51.
- ANDERSON, D. M.; GLIBERT, P. M.; BURKHOLDER, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries and Coasts*, 25 (4): 704-726.
- ANDRADY, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1596-1605.
- ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. F. (2016). Praias urbanas: o que há de errado com elas? *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 11:52-58.

- BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364:1985-1998.
- BAULCH, S.; PERRY, C. (2014). Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80 (1-2): 210-221.
- BENEDITTO, de A. P. M.; RAMOS, R. M. A. (2014). Marine debris ingestion by coastal dolphins: what drives differences between sympatric species? *Marine Pollution Bulletin*, 83 (1): 298-301.
- BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; LAGUEUX, C. J. (1994). Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 28 (3): 154-158.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. (2001). Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 42 (12): 1330-1334.
- CASALE, P. (2008). Incidental catch of marine turtles in the mediterranean sea: captures, mortality, priorities. Rome: WWF.
- CHELSHIER, A.; ADLER, E.; BARBIERE, J.; COHEN, Y.; EVANS, S.; JARAYABHAND, S.; ... WESTPHALEN, G. (2009). UNEP/IOC guidelines on survey and monitoring of marine litter. Nairobi: United Nations Environment Programme, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 131p.
- CONLEY, D. J. (2000). Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 410: 87-96.
- COHEN, J. E. (1995). Population growth and earth's human carrying capacity. *Science*, 269: 341-346.
- DEWAILLY, E.; KNAP, A. (2006). Food from the oceans and human health. Balancing risks and benefits. *Oceanography*, 19 (2): 84-93.
- DIEGUES, A. C. (1994). O mito da natureza intocada. São Paulo: NUPAUB/USP.
- DUTRA, L. E. D. (1995). O petróleo no início do século XX: alguns elementos históricos. *Revista Brasileira de Energia*, 4 (1): 1-24.
- D'AGOSTO, M. A. (2015). Transporte, uso de energia e impactos ambientais: uma abordagem introdutória. São Paulo: Campus, 272p.
- EDRIS, Q. L.; LEITE, C. S.; SILVA, C. S. A.; MELO, L. F.; FANELLI, C. (2018). Análise do conteúdo alimentar de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) mortas em

- encalhes na Costa de Peruíbe, litoral Sul de São Paulo. I Seminário Internacional - Oceanos livres de Plásticos. Unisanta Bioscience, 7 (6): 77-98.
- ESPINDOLA, H. S.; CAMPOS, R. B. F.; LAMOUNIER, K. C. C.; SILVA, R. S. (2016). Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 5 (3): 72-100.
- GLIBERT, P. M.; ALLEN, J. I.; BOUWMAN, A. F.; BROWN, C. W.; FLYNN, K. J.; LEWITUS, A. J.; MADDEN, C. J. (2010). Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges. *Journal of Marine Systems*, 83 (3-4): 262-275.
- GOIS, T. S.; BARBOSA, M. S.; AMARAL FILHO, J. H. B.; GONZAGA, I. M. D.; SOUZA, E. E. S. (2015). Levantamento dos impactos ambientais causados pela indústria do petróleo e gás offshore In: Congresso Nacional de Engenharia de Petróleo, Gás Natural E Biocombustíveis, 1.; Workshop de Engenharia de Petróleo, 3., Campina Grande. Anais [...]. Campina Grande, 1-8p.
- GREGORY, M. R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings--entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364 (1526): 2013-2205.
- HENRY, R.; TUNDISI, J. G.; CURI, P. R. (1983). Fertilidade potencial em ecossistemas aquáticos: estimativa através de experimentos de eutrofização artificial. *Ciência e Cultura*, São Paulo, 35 (6) 789-800p.
- KRUG, L. A.; LEÃO, C.; AMARAL, S. (2007). Dinâmica espaçotemporal de manguezais no Complexo Estuarino de Paranaguá e relação entre decréscimo de áreas de manguezal e dados sócio-econômicos da região urbana do município de Paranaguá – Paraná In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis. Anais [...]. Florianópolis: INPE, 2753-2760p.
- MACEDO, G. R.; FRANKE, C. R.; GARCEZ NETO, A. F.; GOLDBERG, D. W.; LEAL, D. C.; PIRES, T. T.; ROSTÁN, G. (2011). Ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas no litoral norte do estado da Bahia, Brasil. *Ciência Rural*, 41:1938-1941.
- MARTINHO, H. M. G. (2016). Petróleo no ambiente marinho e os impactos ambientais e socioeconômicos. *Atas de Saúde Ambiental*, 4: 190-205.
- MASCARENHAS, R.; SANTOS, R.; ZEPPELINI, D. (2005). Stranded sea turtles on the coast of Paraíba, Brazil. *Marine Turtle Newsletter*, Porto Alegre - RS, 107:13-14.

- MOORE, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing. *Environmental Research*, 108: 131-139.
- MOREIRA, T. D.; MEDEIROS, S. L. S.; BECKER, H. (2016). Causa da mortandade de peixes no açude Santo Anastácio. *Encontros Universitários da UFC*, 1: 3663.
- ODUM, E. P.; BARRET, G. W. (2011). *Fundamentos de ecologia*. São Paulo: Cengage Learning, 612p.
- O'HANLON, N. J.; JAMES, M. A.; MASDEN, E. A.; BOND, A. L. (2017). Seabirds and marine plastic debris in the northeastern Atlantic: a synthesis and recommendations for monitoring and research. *Environmental Pollution*, 231:1291-1301.
- OLIVEIRA, A. L. (2013). Análise de política pública sobre lixo marinho em diferentes níveis governamentais. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 182p.
- ORÓS, J.; TORRENT, A.; CALABUIG, P.; DÉNIZ, S. (2005). Diseases and causes of mortality among seaturtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998-2001). *Diseases of Aquatic Organisms*, Oldendorf/Luhe, Federal Republic of Germany, 63 (1):13-24.
- PACHECO, G. R. C. (2016). Consequência dos resíduos sólidos presentes nos oceanos para os animais marinhos. Trabalho de Conclusão de Curso (MBA em Gestão Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1-30p.
- RIBIC, C. A.; DIXON, T. R.; VINING, I. (1992). *Marine debris survey manual*. Springfield: US Department of Commerce (NOAA Technical Report NMFS, 108).
- RYAN, P. G.; MOORE, C. J.; VAN FRANKEKER, J. A.; MOLONEY, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364: 1999-2012.
- SANDIFER, P. A.; HOLLAND, A. F.; ROWLES, T. K.; SCOTT, G. I. (2004). The ocean and human health. *Environmental Health Perspectives*, Research Triangle Park, NC, US, 112: A454-A455.
- SELLEY, R. (2016). *Geologia do petróleo*. São Paulo: Elsevier, 528p.
- SILVA, M. P. C.; RAMOS, A. P. S. R.; CARNEIRO, D. S.; SANTOS, E. O.; NASCIMENTO, S. P. G. (2016). Estudo dos resíduos sólidos na zona costeira de Saubara – BA: um desafio para a gestão ambiental. *Seminários Espaços Costeiros*, Salvador, 3:1-8.
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 201-207.

- SOTO, J. M. R.; SERAFINI, T. Z.; CELINI, A. A. O. (2003). Beach strandings of sea turtles in the state of Rio Grande do Sul: an indicator of gillnet interaction along the southern Brazilian coast In: SEMINOFF, J. A. (ed.). Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, 22., Miami. Proceedings [...]. Miami, p. 276, 2003 (NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503).
- SOUZA, J. S.; PEDROSA, P.; GATTS, P. V.; GAVINA, G. A. (2014). Aplicação das concentrações e proporções de nutrientes no diagnóstico da eutrofização. *Vértices*, Campos dos Goytacazes, RJ, 16 (1): 199-218.
- TOMÁS, J.; GUITART, R.; MATEO, R.; RAGA, J. A. (2002). Marine debris ingestion in loggerhead seaturtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 211-216.
- TOURINHO, P. S.; IVAR DO SUL, J. A.; FILLMANN, G. (2010). Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*, 60: 396-401.
- ZHOURI, A.; VALENCIO, N.; OLIVEIRA, R.; ZUCARELLI, M.; LASCHEFSKI, K.; SANTOS, A. F. (2016). O desastre da Samarco e a política das afetações: classificações e ações que produzem o sofrimento social. *Ciência e Cultura*, 68 (3): 36-40.
- YANG, C.; CUI, C.; QIN, J.; CUI, X. (2014). Characteristics of the fired bricks with low-silicon iron tailings. *Construction and Building Materials*, Guildford, Surrey, 70:36-42.

**Capítulo
15****PESCA DE ARRASTO CAMARONEIRA:
IMPLICAÇÕES NO ECOSISTEMA MARINHO**

Gilson Stanski; Alícia Giolo Hippólito

Stanski, G., Hippólito, A. G. 2019. Pesca de Arrasto Camaroneira: Implicações no Ecossistema Marinho
In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF.
Botucatu, Brasil. pp. 212-224.

1. INTRODUÇÃO

A exploração em larga escala de camarões peneídeos teve início por volta dos anos 50, no México, estendendo-se de forma rápida à América do Sul (GARCIA; LE RESTE, 1987). No Brasil, suas raízes históricas foram em São Paulo, tendo como espécie principal o camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* - Latreille, 1817; *Farfantepenaeus paulensis* - Pérez Farfante, 1967). A pesca do camarão-rosa é efetuada tanto nos juvenis e pré-adultos em áreas estuarinas (mangue) e lagunares, como também em adultos em águas oceânicas (pesca industrial) (VALENTINI et al. 1991a). Essa atividade se fortaleceu na década de 1960, através da política de incentivos fiscais à pesca, promovida pelo Governo Federal. Os incentivos fiscais federais proporcionaram a duplicação da frota de pesca do camarão de São Paulo, cujo número médio de barcos atuantes nessa atividade passou de 59 em 1966, para 125 em 1972 (VALENTINI et al. 2012).

Com o aumento da atividade em São Paulo, os pescadores procuraram locais com maior rendimento, e assim promoveu-se a implantação do segmento produtivo industrial de camarão-rosa em Santa Catarina, que, de 20 em 1968, passou a contar em 1972 com um número médio de quase 90 unidades operando (SUDEPE/PDP, 1974).

A partir dos anos 80, a atividade pesqueira teve mais um “boom” de crescimento, fruto de mais benefícios oferecidos pelo país através do “Plano Cruzado” (VALENTINI et al. 1991b), em novembro de 1988 existiam 372 embarcações com permissão para a pesca do camarão-rosa, tanto no Sul como no Sudeste, distribuídas pelos estados do Rio de Janeiro (65 - 17%), São Paulo (225 - 61%) e Santa Catarina (82 - 22%). De acordo

com D'Incao et al. (2002), essa frota pesqueira chegou a aplicar um esforço de pesca total estimado em 855 mil horas de arrasto em 1985 e, em média, 700 mil nos três anos subsequentes (D'INCAO et al. 2002). As maiores concentrações encontram-se distribuídas na faixa de 40-60 m de profundidade (VALENTINI et al. 2012).

Na década de 1990, apenas em Santa Catarina existiram aproximadamente 150 comunidades pesqueiras ao longo do litoral catarinense, envolvendo aproximadamente 150.000 pessoas e 7.000 embarcações, estabelecidas principalmente nos municípios de São Francisco do Sul, Barra Velha, Navegantes, Itajaí, Governador Celso Ramos, Florianópolis, Imaruí e Laguna, Itapoá, e cerca de 70% da atividade pesqueira era voltada à pesca de camarões (MARTINS, 1995). Municípios como São Francisco do Sul – SC tinham 13,5% dos habitantes sendo dependentes das atividades pesqueiras (RODRIGUES, 2000). Além disso, segundo a Agenda 21, publicada no município de Joinville (SC) em 1998, a pesca realizada nesse município era a principal fonte de renda para cerca de 1.400 famílias da região.

No entanto, pela pesca excessiva, as populações de camarão rosa começaram a ser afetadas, o que resultou na diminuição da captura dessas espécies (VALENTINI et al. (1991b), e conseqüentemente a atividade tornou-se multiespecífica, buscando outras espécies de camarão que pudessem suprir a rentabilidade previamente obtida, pois a captura máxima sustentável e da abundância relativa máxima nos períodos 1965-1972, 1973-1986 e 1987-1995, reduziram-se, respectivamente de 7165 toneladas (t) para 3049 t (-57,5 %) e 1963 t (-35,6%) e de 12,42 kg/h para 4,16 kg/h (- 66,5%) e 3, 15 kg/h (24,3%) (D'INCAO et al. 2002; VALENTINI et al. 2012).

Assim, outras espécies de camarão ganharam espaço dentro das comercializadas, como camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri* - Heller, 1862) ocupando o segundo lugar na produção comercial, sendo pescado em profundidades de até 20 metros (PAIVA, 1997). Além dessa espécie, as capturas dos camarões barba-ruça (*Artemesia longinaris* - Bate, 1888) e camarão Santana (*Pleoticus muelleri* - Bate, 1888) tiveram seus volumes aumentados, principalmente na Região Sul no final da década de 80 e início de 90 (CEPSUL/IBAMA 1992, 1993), como também o camarão-branco (*Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) começou a ser explorado com mais intensidade (D'INCAO et al. 2002).

No início dos anos 2000, a pesca já estava bem estabelecida além dos estados de São Paulo e Santa Catarina, também nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro e Paraná (D'INCAO et al. 2002). Sendo uma frota de barcos de arrastos, com redes não

seletivas, composta principalmente por arrasteiros simples (embarcações que arrastam com portas e uma única rede), e arrasteiros duplos (embarcações que arrastam com duas redes e utilizam tangones e portas) (PEREZ et al. 2001).

No entanto, se por um lado a rede de arrasto é um aparelho de pesca bastante eficiente, por outro, é pouco seletiva e captura espécies que não são objetivo de pesca, devido ao pequeno tamanho ou por não ter valor comercial chamados de fauna acompanhante (*bycatch*) da pesca camaroneira (SANTOS, 2010). Além disso, pelas redes serem arrastadas no fundo oceânico, causam um impacto significativo nos ecossistemas marinhos pela destruição dos habitats (ALVERSON et al. 1994).

Tanto a espécie alvo (camarões) quanto o *bycatch* são extraídas do ambiente pelas redes não seletivas, entre os quais se destacam comunidades de peixes, várias espécies de crustáceos, moluscos, anelídeos, equinodermas e cnidários (GRAÇA-LOPES et al. 2002a). Ademais, a exploração indireta do *bycatch* pode causar alterações nas relações predador-presa e, portanto, um desequilíbrio na estrutura funcional das comunidades marinhas (ALVERSON et al. 1994).

A pesca camaroneira é um dos principais vetores de transformação social para as pessoas envolvidas com essa atividade, gerando renda e condições dignas de sobrevivência, sendo fundamental para a manutenção dos modos de vida das comunidades pesqueiras (BÉNÉ, 2003; YE et al. 2012). Por outro lado, ela afeta diretamente a relação ecológica dos oceanos, com desestruturação de ecossistemas marinhos e costeiros (PAULY et al. 1998).

Desta forma, o impacto da pesca de arrasto tem se tornado um motivo a mais de preocupação para os gestores da atividade sendo até publicado “O plano nacional de gestão para uso sustentável de camarões marinhos no Brasil” que propõe, entre as estratégias, a adoção de dispositivos tecnológicos de redução da captura do *bycatch* (DIAS NETO, 2011; MEDEIROS et al. 2013). A adoção destes dispositivos na atividade pesqueira se caracteriza como uma medida tecnológica que visa a modificação das redes de arrasto (corpo da rede e/ou ensacador) com o intuito de diminuir a captura do *bycatch* (MEDEIROS et al. 2013).

Embora essas medidas já sejam sugeridas para a pesca no Brasil, não há indicativos sobre a sua utilização na pesca de arrasto de camarões. Assim, com o objetivo de contribuir com esse tema, este Capítulo tem por objetivo apresentar a riqueza e biomassa das espécies do *bycatch* encontrados em estudos realizados ao longo do litoral Sul e Sudeste nos últimos anos.

2. FUNCIONAMENTO DAS REDES DE ARRASTO

O arrasto duplo consiste na utilização de duas redes cônicas idênticas, arrastadas somente por uma embarcação. Para tanto, a embarcação possui tangones, que são estruturas que permitem o arrasto simultâneo. Cada rede apresenta um par de hidroportas, que mantém a abertura horizontal das bocas das redes. As hidroportas são pranchas construídas em ferro e madeira, que variam de tamanho e peso segundo as dimensões da rede e potência do motor da embarcação. Estas hidroportas são reforçadas com ferragens que lhe dão resistência e a conservam na posição correta quando dentro da água (BRAGA et al. 2000) (Figura 1 e 2). Quando as redes estão abertas elas possuem uma ampla capacidade de captura das espécies presentes no local do arrasto (Figura 3), resultando em uma expressiva abundância e riqueza de espécies capturadas (Figura 4 e 5).

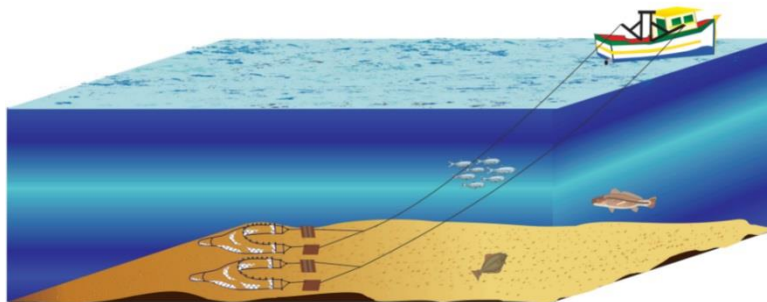


Figura 1. Esquema de um barco camaroneiro em atividade.

Fonte: Adaptado de Bannwart (2014).

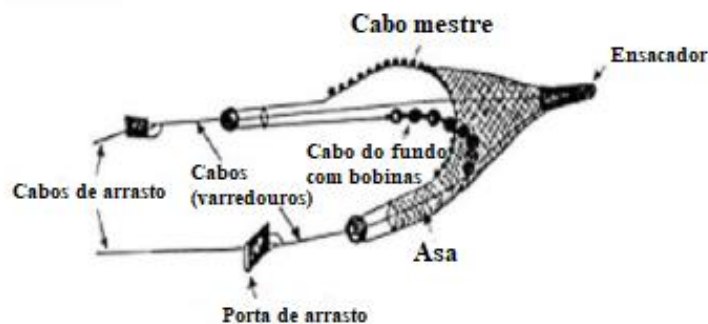


Figura 2. Funcionamento de uma rede de Arrasto

Fonte: FAO.



Figura 3. Barco camaroeiro.

Fonte: Fundação Municipal de Cultura de Bombinhas/SC.



Figura 4. Demonstração de que a rede não é seletiva.

Fonte: MAR SEM FIM.



Figura 5. Material após o recolhimento das redes não seletivas. A) *bycatch* composto em sua maioria por peixes. B) *bycatch* composto em sua maioria por cnidários (água viva).

Fotos: Milena Wolf.

3. RELAÇÃO ENTRE A CAPTURA DA ESPÉCIE-ALVO E O BYCATCH NA PESCA

Branco e Verani (2006) na região da Armação do Itapocoroy, Penha – SC, avaliando o *bycatch* durante 6 anos (1996 a 2002), encontraram um número entre 67 espécies (em 1998-1999) a 82 espécies (em 2000-2001) junto ao camarão. A proporção mínima e máxima respectivamente foi entre 1kg de camarão para 3,572 kg de *bycatch* no ano de 2001-2002 e 1 kg de camarão para 19,436 kg de *bycatch* em 1997-1998.

Neste mesmo estudo, os autores trazem que os peixes representaram o principal componente do *bycatch*, com 41 espécies. Representaram 50,6% do número total de exemplares analisados e 42,7% da biomassa total, seguido pela Carcinofauna (fauna de crustáceos) que apresentou mudanças ao longo do ano, com as menores taxas médias de captura ocorrendo entre os meses de inverno, variando entre 1,24 a 2,40 kg/arrasto e as maiores entre a primavera e verão, em torno de 2,98 a 3,04 kg/arrasto.

Graça-Lopes et al. (2002b), no período de setembro de 1987 a dezembro de 1991, analisaram a pesca dirigida ao camarão-sete-barbas e ao camarão-rosa, a partir dos desembarques realizados na praia do Perequê (São Paulo), e constataram a presença de 258 espécies no *bycatch*, sendo: 187 de peixes, 32 de crustáceos, 25 de moluscos e 14 de outros invertebrados não listados. Embora a riqueza de espécies seja bastante expressiva, o *bycatch* caracterizou-se nesse estudo principalmente pela diversidade e não pela quantidade de biomassa de espécies.

Na literatura há diversos estudos que avaliam apenas a ictiofauna da pesca camaroneira. Dentre eles, destaca-se Cattani et al. (2011), que encontraram 68 espécies, das quais 28 têm baixa importância comercial o que significa que não serão aproveitadas comercialmente. Padrão similar foi encontrado em estudos que avaliaram áreas próximas a costa, como: Krul (1999), que encontrou 46 espécies; Rickli (2001) - 51 espécies; Chaves et al. (2003) - contabilizou 62 espécies, Godefroid et al. (2004) - 70 espécies; Pina e Chaves (2009) - 72 espécies. Também em estudos com a ictiofauna demersal, realizados em áreas mais profundas da plataforma continental do litoral do Paraná, foi observada a ocorrência ainda maior de um número de espécies associadas aos camarões: Santos (2006) encontrou 98 espécies e Schwarz (2009), 99 espécies.

Da mesma forma que na ictiofauna, vários estudos analisaram apenas a carcinofauna sem valor comercial presentes na pesca do camarão e também encontraram expressiva riqueza e abundância de espécies.

Pillai et al. (2014) encontraram 64 espécies de crustáceos compondo o *bycatch* na Índia. Já no Brasil, Costa et al. (2016) estudando Macaé, uma região ao norte do Rio de Janeiro, encontrou 30 espécies de crustáceos decápodes capturadas junto ao camarão-sete-barbas. Para cada camarão, em média, foram capturados 2,94 indivíduos de carcinofauna, sendo que as maiores discrepâncias nestes valores ocorreram no verão (1:4,82) e outono (1:5,76). Severino-Rodrigues (2002), contabilizou 41 espécies no Guarujá, litoral do estado de São Paulo, sendo 18 espécies consideradas constantes nas amostragens, 7 espécies muito numerosas (mais de 5% da abundância) e 4 numerosas (de 1 a 5%).

Bochini et al. (In press), na região de em Cananéia, litoral Sul de São Paulo, encontraram ainda uma maior riqueza de espécies compondo o *bycatch*. Foram 46 espécies de Crustáceos decápodes, sendo 20 dessas espécies classificadas como constantes (sempre presente nos arrastos), e 5 classificadas como muito numerosas e 7 numerosas, com as maiores abundâncias encontradas em nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro. Stanski et al. (In press), na região norte de Santa Catarina, encontraram 28 espécies de crustáceos decapodes, sendo 4 espécies sem valor comercial consideradas muito abundantes (*Callinectes ornatus* e *Arenaeus cribrarius* - Lamarck, 1818, *Exhippolysmata oplophoroides* - Holthuis, 1948 e *Nematopalaemon schmitti* - Holthuis, 1950, além de 6 espécies classificadas como abundantes.

Os resultados de Pillai et al. (2014), Costa et al. (2016), Severino-Rodrigues (2002), Bochini et al. (In press) e Stanski et al. (In press) mostram condição de preocupação entre a captura da espécie-alvo e o *bycatch* da pesca. Primeiro, pela alta riqueza da carcinofauna em uma área de grande atividade pesqueira (até 20 metros de profundidade), e segundo, entre as espécies classificadas com constantes e numerosas, ou seja, sempre presentes nos arrastos e com expressiva abundância, são espécies importantes no equilíbrio trófico dos locais onde vivem e que dificilmente retornam com vida ao ambiente marinho após o arrasto.

Ademais, das espécies presentes no *bycatch* muitas estão em seu período reprodutivo como o encontrado por Stanski e Castilho (2016) com a espécie *Isocheles sawayai*. Os autores encontraram grande abundância da espécie portando ovos fecundados capturados junto à pesca, situação que evidencia que a captura como *bycatch* poderá comprometer a perpetuação da espécie, principalmente na pesca do camarão sete-barbas que é uma atividade efetuada desde o amanhecer até o pôr do sol, e com isso a área de abrangência é imensa, causando uma enorme degradação do ambiente e da população bentônica pelos excessivos arrastos (BRANCO, 1999; ROBERT et al. 2007).

Portanto, com base nos resultados observados nos trabalhos analisados, é possível sugerir que a riqueza e biomassa de espécies do *bycatch* é maior que o tolerável. Atualmente a medida mais eficaz na preservação das espécies marinhas é o defeso (paralisação da pesca), regulamentada pela Instrução Normativa do IBAMA, que proíbe a pesca de 1º de março a 31 de maio. Essa medida visa proteger as quatro principais espécies de camarões: o sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), o branco (*Litopenaeus schmitti*) e o rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*), durante o período de recrutamento, oferecendo a oportunidade de os indivíduos jovens chegarem à fase adulta e reproduzirem, buscando, assim, manter estável o processo de desenvolvimento (SANTOS, 2010).

O fechamento da pesca tem sido apontado como uma opção bem sucedida na recuperação de estoques de espécies exploradas (PAULY et al. 2002), e indiretamente promove a recuperação e restauração do habitat onde as redes são arrastadas (SANTOS et al. 2013). No entanto, para espécies *bycatch* essa medida não é tão eficiente, como visto nos estudos de Costa et al. (2016) e Bochini et al. (*In press*) que encontraram as maiores abundâncias fora do período de defeso. Assim, uma medida que ajudaria na recuperação das espécies afetadas pela pesca, seria a criação de Áreas Marinhas Protegidas permanentes, sendo estes locais propícios para o desenvolvimento da sustentabilidade marinha. Além disso esses locais se transformariam em ambientes berçários (BENNETT; DEARDEN, 2014).

Outra medida urgente a ser utilizada consiste em modificações tecnológicas nos apetrechos de pesca que visem à redução da captura do *bycatch* durante o arrasto, técnicas que já estão em fase experimental. Porém, a implantação de novos conceitos para gerir a pesca deve ocorrer o mais rápido possível. Pois, além do número expressivo de espécies capturado como *bycatch*, o comportamento reprodutivo de muitas delas está mudando para se ajustar a intensa exploração, chegando até reproduzir-se precocemente e até diminuição no tamanho corporal médio, condição encontrada nas espécies de peixes capturadas no mar da América do Norte a partir da década de 80 (GREENSTREET; HALL, 1996), e também no camarão rosa nas regiões Sul-sudeste do Brasil (FRANCO et al. 2009).

Por fim, é fundamental que pescadores, pesquisadores e gestores atuem juntos no desenvolvimento e na implantação de medidas adequadas à dinâmica da pesca, para buscar o mais rápido possível a redução na captura das espécies que compõem o *bycatch*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVERSON, D. L.; FREEBERG, M. H.; MURAWASKI, S. A.; POPE, J. G. (1994). A global assessment of fisheries bycatch and discards. Rome: FAO (FAO Fisheries Technical Paper, n. 339), 235p.
- BANNWART, J. P. (2014). A pesca artesanal marinha em Santa Catarina. Boletim Didático, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural Florianópolis, 113: 38.
- BÉNÉ, C. (2003). When fishery rhymes with poverty: a first step beyond the old paradigm on poverty in small-scale fisheries. *World Development*, 31 (6): 949-975.
- BENNETT, N. J.; DEARDEN, P. (2014). From measuring outcomes to providing inputs: Governance, management and local development for more effective marine protected areas. *Marine Policy*, 50: 96-110.
- BRAGA, M. D. C. (2000). A pesca de arrasto de camarões na zona costeira do município de Fortaleza, estado do Ceará. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- BRANCO, J. O. (1999). Biologia do *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae), análise da fauna acompanhante e das aves marinhas relacionadas à sua pesca, na região de Penha, SC, Brasil. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- BOCHINI, G. L.; STANSKI, G.; CASTILHO, A. L.; COSTA, R. C. (2019), Carcinofauna Caught as Bycatch in Seabob Shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* Fishery in the Cananéia Region, Southern Coast of São Paulo State, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, Amsterdam.
- BRANCO, J. O.; VERANI, J. R. (2006). Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC In: BRANCO, J. O.; MARENZI, A. W. C. (org.). Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC. Itajaí, SC: Editora da Univali, 153-170 p.
- CATTANI, A. P.; SANTOS, L. O.; SPACH, H. L.; BUDEL, B. R.; GUANAIS, J. H. D. G. (2011). Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de pontal do Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 37 (2): 247-260.

- CHAVES, P. T.; COVA-GRANDO, G.; CALLUF, C. (2003). Demersal ichthyofauna in a continental shelf region on the south coast of Brazil exposed to shrimp trawl fisheries. *Acta Biológica Paranaense*, 32: 69-82.
- CEPSUL/IBAMA. (1992). Relatório da reunião técnica sobre camarões das regiões Sudeste e Sul. Itajaí, 18p.
- CEPSUL/IBAMA. (1993). Relatório da reunião técnica sobre camarões das regiões Sudeste e Sul. Itajaí, 20 p.
- COSTA, R. C.; CARVALHO-BATISTA, A.; HERRERA, D. R.; PANTALEÃO, J. A. F.; TEODORO, S. S. A.; DAVANSO, T. M. (2016). Carcinofauna acompanhante da pesca do camarão-sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* em Macaé, Rio de Janeiro, sudeste brasileiro. *Boletim do Instituto de Pesca*, 42 (3) 611-624.
- DIAS NETO, J. (2011). Proposta de plano nacional de gestão para o uso sustentável de camarões marinhos do Brasil. Brasília: MMA/IBAMA, 242p.
- D'INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L. F. (2002). Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil: 1965 - 1999. *Atlântica*, 24: 103-116.
- FAO. (2005). Small-scale and artisanal fisheries. Fisheries and Aquaculture Topics Fact Sheets. Text by Jan Johnson. Rome.
- FRANCO, A. C. N. P.; SCHWARZ JR., R.; PIERRI, N.; SANTOS, G. C. (2009). Levantamento, sistematização e análise da legislação aplicada ao defeso da pesca de camarões para as regiões sudeste e sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35 (4): 687-699.
- GARCIA, S.; LE RESTE, L. (1987). Ciclos vitales, dinámica, explotación y ordenación de las poblaciones de camarones peneídeos costeros. *FAO Documento Técnico sobre as Pescas*, 203: 1-180.
- GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L.; SANTOS, C.; MACLAREN, G.; SCHWARZ J. R. R. (2004). Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia, Serie Zoologia*, 94: 95-104.
- GRAÇA-LOPES, R.; PUZZI, A.; SEVERINO-RODRIGUES, E.; BARTOLOTTI, A. S.; GUERRA, D. S. F.; FIGUEIREDO, K. T. B. (2002a). Comparação entre a produção de camarão-sete-barbas e de fauna acompanhante pela frota-de-pequeno-porte sediada na Praia de Perequê, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28 (2): 189-194.

- GRAÇA-LOPES, R.; TOMÁS, A. R. G.; TUTUI, S. L. S.; SEVERINO RODRIGUES, E.; PUZZI, A. (2002b) Fauna acompanhante da pesca camaroneira no litoral do estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28 (2): 173-188.
- GREENSTREET, S. P. R.; HALL, S. J. (1996). Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north-western North Sea: an analysis of longterm and spatial trends. *Journal of Animal Ecology*, 65: 577-598.
- KRUL, R. (1999). Interação de aves marinhas com a pesca do camarão no litoral paranaense. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- MARTINS, R. R. (1995). Participação da atividade pesqueira artesanal na renda familiar dos moradores das comunidades do Saco dos Limões e Costeira do Pirajubaé, Florianópolis. Monografia (Especialização em Educação e Meio Ambiente) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis.
- MEDEIROS, R. P.; GUANAIS, J. H. D. G.; SANTOS, L. O.; SPACH, H. L.; SILVA, C. N. S.; FOPPA, C. C.; CATTANI, A. P.; RAINHO, A. P. (2013). Estratégias para a redução da fauna acompanhante na frota artesanal de arrasto do camarão sete-barbas: perspectivas para a gestão pesqueira. *Boletim do Instituto de Pesca*, 39 (3): 339-358.
- PAIVA, M. P. (1997). Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil. Fortaleza: Editora da UFC, 286p.
- PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; GUÉNETTE, S.; PITCHER, T. J.; SUMAILA, U. R.; WALTERS, C. J.; WATSON, R.; ZELLER, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-694.
- PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; DALSGAARD, J.; FROESE, R.; TORRES, F. J. R. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279 (5352): 860-863.
- PEREZ, J. A. A.; PEZZUTO, P. R.; RODRIGUES, L. F.; VALENTINI, H.; VOOREN, C. M. (2001). Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões sudeste e sul do Brasil. *Notas Técnicas da Facimar*, 5: 1-34.
- PILLAI, S. L.; KIZHAKUDAN, S. J.; RADHAKRISHNAN, E. V.; THIRUMILU, P. (2014). Crustacean bycatch from trawl fishery along north Tamil Nadu coast. *Indian Journal of Fisheries*, 61 (2): 7-13.
- PINA, J. V.; CHAVES, P. T. (2009). Atividade reprodutiva de peixes no arrasto camaroneiro. *Atlântica*, 31 (1): 99-106.

- RODRIGUES, A. M. T. (2000). Diagnóstico sócio-econômico e a percepção ambiental das comunidades pesqueiras artesanais do entorno da Baía da Babitonga (SC): um subsídio ao gerenciamento costeiro. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- ROBERT, R.; BORZONE, C. A.; NATIVIDADE, C. D. (2007). Os camarões da fauna acompanhante na pesca dirigida ao camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) no litoral do Paraná. Boletim do Instituto de Pesca, 33 (2): 237-246.
- RICKLI, A. P. S. (2001). Composição e variação temporal da ictiofauna acompanhante da pesca artesanal do camarão sete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, Heller, 1860) no balneário de Shangrilá, estado do Paraná. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SANTOS, C. (2006). Comunidade de peixes demersais e ciclo reprodutivo de quatro espécies da família Sciaenidae na plataforma interna entre Superagüi e Praia de Leste, PR. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SANTOS, M. C. F. (2010). Ordenamento da pesca de camarões no nordeste do Brasil. Boletim Técnico Científico do CEPENE, 18 (1): 91-98.
- SANTOS, H. L. S.; SILVA, C. N. S.; FOPPA, C. C.; CATTANI, A. P.; RAINHO, A. P. (2013). Estratégias para a redução da fauna acompanhante na frota artesanal de arrasto do camarão sete-barbas: perspectivas para a gestão pesqueira. Boletim do Instituto de Pesca, 39 (3): 339-358.
- SEVERINO-RODRIGUES, E.; GUERRA, D. S. F.; GRAÇA-LOPES, R. (2002). Carcinofauna acompanhante da pesca dirigida ao camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) desembarcada na praia do Perequê, estado de São Paulo, Brasil. Boletim do Instituto da Pesca, 28 (1): 33-48.
- SUDEPE/PDP. (1974). Relatório do grupo do camarão-rosa In: SUDEPE/PDP. Relatório da primeira reunião do Grupo de Trabalho e Treinamento sobre Avaliação de Estoques. (Série documentos técnicos, v. 7). Brasília, 35-48p.
- SCHWARZ, J. R. J. (2009). Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasam do litoral do Paraná. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- STANSKI, G.; CASTILHO, A. L. (2016). Reproductive biology of the South American endemic hermit crab *Isocheles sawayai* (Crustacea, Anomura) from the Southern coast of Brazil. Invertebrate Reproduction & Development, 60 (2): 102-110.

- STANSKI, G.; GONCALVES, G. R. L.; GRABOWSKI, R. C.; WOLF, M. R.; CASTILHO, A. L. (2019). Abundance and species richness of the crustacean decapod from the *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) fishery of the littoral zone off Santa Catarina State, Southern Brazil. Nauplius, Cruz das Almas, BA.
- VALENTINI, H.; D'INCAO, F.; RODRIGUES, L. F.; REBELO NETO, J. E.; RAHN, E. (1991a). Análise da pesca do camarão-rosa (*P. brasiliensis* e *P. paulensis*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. Atlântica, 13 (1):143-157.
- VALENTINI, H.; D'INCAO, F.; RODRIGUES, L. F.; REBELO NETO, J. E.; DOMIT, L. G. (1991b). Análise da pesca do camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. Atlântica, 13 (1): 143-157.
- VALENTINI, H.; D'INCAO, F.; RODRIGUES, L. F.; DUMONT, L. F. (2012). Evolução da pescaria industrial de camarão-rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*) na costa sudeste e sul do Brasil – 1968-1989. Atlântica, 34 (2):157-171.
- YE, Y.; COCHRANE, K. L.; BIANCHI, G.; WILLMANN, R.; MAJKOWSKI, J.; CAROCCI, M. T. F. (2012). Rebuilding global fisheries: the world summit goal, costs and benefits. Fish and Fisheries, 14 (2): 174-185.

Capítulo 16

O PLANO MUNICIPAL DA MATA ATLÂNTICA COMO INSTRUMENTO DE REGULAÇÃO AMBIENTAL: UMA CONEXÃO ENTRE PESSOAS, CIDADE E NATUREZA

José Maurício dos Santos Mendes; Maurício Lamano Ferreira; Gracielli Foli; Juliano Bueno

Mendes, J. M. S., Ferreira, M. L., Foli, G., Bueno, J. 2019. O Plano Municipal da Mata Atlântica como Instrumento de Regulação Ambiental: uma Conexão entre Pessoas, Cidade e Natureza In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 225-237.

1. INTRODUÇÃO

O Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA) é um instrumento de política pública que visa a autonomia e o protagonismo municipal em prol da conservação e recuperação do bioma Mata Atlântica. Este plano tem caráter integrador e inclusivo da variável ambiental na proposta do planejamento urbano e territorial.

Por se tratar da recuperação da vegetação nativa, o PMMA deve ser integrado aos planos diretores municipais (PDM) e outras políticas e normas locais, e devem identificar áreas estratégicas e prioritárias para a proteção da biodiversidade, mesmo que estas áreas estejam inseridas em uma matriz cinza urbanizada.

Além disso, o PMMA tem associado ao seu escopo o fomento à atitudes e projetos de educação ambiental, ações integradas de coleta, tratamento e destino de resíduos sólidos (domésticos ou industriais), o incentivo à prática do ecoturismo como vetor de desenvolvimento econômico local e o suporte às questões fundiárias que envolvam patrimônio privado, terras devolutas ou áreas municipais, estaduais ou federais.

Embora se busque a homogeneização nas prerrogativas sugeridas, o PMMA é um instrumento da Lei Federal 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica), regulamentada pelo Decreto 6660/2008, que tem caráter indicativo e não determinante, ou seja, cabe ao ente municipal adaptá-lo às necessidades e características locais. Isto é particularmente importante ao se considerar que dentro de uma mesma região metropolitana, por exemplo, pode haver municípios com diferentes perfis de urbanização. Com isso, as necessidades variam conforme a realidade da cidade em questão.

Dos 5.561 municípios brasileiros, 3.429 estão no domínio Atlântico, segundo o Atlas dos Municípios da Mata Atlântica elaborado pela SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019). Estados como Piauí, Santa Catarina e Minas Gerais são os que apresentam cidades com os maiores valores de conservação de floresta nativa, enquanto outras localidades apresentam valores preocupantes de desmatamento nos últimos dez anos.

Neste capítulo, buscou-se fazer uma compilação dos principais objetivos, desafios e problemas na implantação do PMMA, além de apresentar uma descrição dos seus princípios básicos.

2. O QUE É O PMMA?

Como prevê a Lei 11.428/06 (Lei da Mata Atlântica), os municípios envolvidos no domínio morfoclimático Atlântico devem assumir a parte fundamental da gestão deste importante bioma, através de instrumentos eficazes de planejamento. Neste contexto, destaca-se o PMMA, que reúne e normatiza os elementos necessários à proteção, conservação, recuperação e uso sustentável da Mata Atlântica.

A elaboração e execução do PMMA deverá ser realizada pelas prefeituras e pelos conselhos de meio ambiente de cada município inserido no bioma da Mata Atlântica.

Como se trata de uma ferramenta de planejamento, o PMMA não é feito para propor soluções esparsas para problemas atuais, mesmo que metodicamente detectados e organizadamente listados.

O processo de planejamento deve ter em seu ponto de partida o atual quadro socioambiental, e necessita uma visão de futuro realista e desejável como ponto de chegada. Além disso, essa visão de futuro deve ser clara e percebida como atingível. Mais do que isso: traçando um caminho entre essas duas situações, o real processo de planejamento estabelece um conjunto articulado de diretrizes de desenvolvimento, estratégias, táticas e ações que precisam ser executadas com um mínimo de eficácia.

Entretanto, sabe-se que a Mata Atlântica não é a única responsabilidade e que o PMMA não é a única ferramenta de planejamento dos entes públicos. Também, é importante ter sempre em mente que, apesar da Lei 11.428/06 realçar o papel municipal, as questões da Mata Atlântica, no contexto do Meio Ambiente como um todo, continuam sendo de responsabilidade compartilhada das três esferas de governo: federal, estaduais e

municipais, além do papel do cidadão, conforme assegura a Constituição Federal em seu artigo 225.

Portanto, para garantir suas próprias exequibilidades, é fundamental que os PMMAs se harmonizem com outras ferramentas de planejamento tais como os planos diretores municipais, os planos municipais de meio ambiente, a Agenda 21 Local, os planos municipais de redução de riscos, os orçamentos anuais, os planos plurianuais (PPAs), as leis de uso e ocupação do solo, dentre outros, inclusive em outras esferas de governo.

Destaca-se, no entanto, o sinergismo que deve ser dado aos PDM, nos quais os PMMAs devem estar inseridos e com os quais precisam manter um equilibrado diálogo.

Resumidamente, o PMMA se fundamenta, minimamente, nas seguintes premissas:

- Preservar e recuperar remanescentes da vegetação nativa da Mata Atlântica através de ações no âmbito municipal;

- Conscientizar e comprometer a população de cada município envolvido pelo perímetro da Mata remanescente;

- Ser entendido como um instrumento que visa um processo continuado;
- Articular-se com outros planos e programas municipais ou de outras esferas;
- Basear-se em informações confiáveis e atualizadas;
- Indicar os mecanismos e fornecer insumos para sua própria execução eficaz.

Enfim, em atendimento ao Decreto 6.660/08, o PMMA deve incluir, pelo menos:

- Um diagnóstico da vegetação nativa com mapeamento dos remanescentes em escala 1:50000 ou maior;

- A identificação dos principais vetores de destruição da vegetação nativa ou de desmatamento;

- Apontamento das áreas prioritárias para receber ações de conservação;
- Descrição básica das ações preventivas ao desmatamento ou destruição da mata nativa bem como das providências e cuidados adequados ao uso sustentável da Mata Atlântica no âmbito do município.

3. COMO DEVE SER ELABORADO E EXECUTADO O PMMA?

Ainda que não haja um modelo rígido para a elaboração do PMMA, como na elaboração de qualquer planejamento, há etapas naturais do processo. Nesse contexto,

considera-se que, como propõe o roteiro do Ministério do Meio Ambiente (MMA), que a Etapa 1 seja mesmo a fase de organização do processo de elaboração do PMMA.

Ainda que em cada caso específico se possa denominar esta etapa de forma diferente ou peculiar, a fim de atender ao Decreto 6.660/08, deve-se neste momento inicial cumprir ao menos três sub etapas essenciais, sendo elas a “formação da equipe”, “o preparo do Plano de Trabalho” e a “identificação e mobilização dos atores sociais”.

Outras sub etapas podem ser acrescentadas a esta fase da elaboração do plano, conforme as características próprias do município em questão. Um exemplo seria “identificar vocações e potenciais culturais e econômicos” do município que envolvam o patrimônio genético, ou ainda “considerar questões de gênero, geração, raça e etnia” no escopo do plano.

No momento da “formação da equipe” é constituído um grupo de pessoas para assumir a coordenação do PMMA, que deve ser uma equipe pequena e ágil. Dela devem fazer parte os representantes essenciais da administração municipal, do Conselho Municipal de Meio Ambiente e, eventualmente, de outros órgãos, entidades e instituições relacionadas ao tema e com grande potencial de contribuição nos objetivos visados.

O Conselho Municipal de Meio Ambiente tem papel especialmente relevante no processo por ser sua a atribuição legal de promover a aprovação do PMMA.

O “preparo do Plano de Trabalho” poderá ser realizado pela equipe de coordenação ou poderá ainda, por decisão da equipe, incluir contribuições de atores relevantes visando enriquecer o escopo do plano em uma construção coletiva. De qualquer forma, o Plano de Trabalho deve incluir, pelo menos alguns elementos essenciais como o método de trabalho adotado, o cronograma das atividades, a definição dos responsáveis, os produtos intermediários esperados, a forma de divulgação do plano e o levantamento de recursos necessários.

Na “identificação e mobilização dos atores sociais” faz-se necessário o preenchimento de lacunas que seriam inaceitáveis na execução do PMMA, tais como i) o apoio de formadores de opinião sobre a importância, o conteúdo, o processo e o acultamento decorrente da execução do PMMA, ii) o envolvimento e a cumplicidade da sociedade organizada e outras esferas de governo e iii) a obtenção de dados e informações relevantes à elaboração e execução do PMMA.

Outros momentos importantes podem ser incluídos nos primeiros passos da elaboração do PMMA, com visões mais específicas, enriquecendo, ainda mais o escopo do Plano Municipal da Mata Atlântica.

Em um momento posterior, ou seja, na Etapa 2 do PMMA, o plano, propriamente dito será elaborado. Este momento de elaboração é constituído de sub etapas, como por exemplo, o “diagnóstico da situação atual” ou ponto de partida, a “definição da visão de futuro” ou ponto de chegada, e a “formulação do plano de ação”.

O “diagnóstico da situação atual” tem como objetivo caracterizar e analisar a situação real da Mata Atlântica no município. Assim, cabe neste momento descrever com o detalhamento necessário, qualitativa e quantitativamente, os remanescentes da Mata Atlântica e da vegetação nativa degradada bem como os principais vetores da degradação. Os fragmentos de Mata Atlântica e vegetação nativa remanescentes devem ser identificados, localizados e mapeados.

O diagnóstico deve incluir avaliações sobre as possibilidades técnicas de conservação e recuperação das áreas desmatadas, bem como das áreas degradadas. No contexto de uma abordagem “SWOT”, ou seja, de um instrumento utilizado para se elaboração de um planejamento estratégico [Pontos Fortes (*Strengths*), Pontos Fracos (*Weaknesses*), Oportunidades (*Opportunities*) e Ameaças (*Threats*)] o PMMA, nesta fase, deve relacionar e descrever objetivamente os pontos fortes e fracos, as oportunidades e ameaças em relação ao atingimento dos objetivos desejados.

Em geral, este é o momento do planejamento que requer maior quantidade de informações e envolve questões variadas, como a completa caracterização do município; seu meio físico, suas principais e potenciais atividades econômicas; planos e programas públicos incidentes no município; a capacidade de gestão ambiental da administração municipal; e, finalmente, o diagnóstico deve ser organizado de forma sistemática e compreensível. Trata-se de um trabalho detalhado e exaustivo do conhecimento geral a ser estudado.

O momento de “definir a visão de futuro” do PMMA pode ser conseguido por meio da escolha de um dos cenários alternativos obtidos através de projeções ou prospecções de situações desejáveis geradas a partir de dados obtidos no diagnóstico.

A definição desta fase viabiliza a elaboração da etapa subsequente (“formulação do plano de ação”). Trata-se da forma como o PMMA, através de diretrizes gerais, estratégias, ações, prioridades e outras providências, propõe o que fazer e onde fazer para transformar a situação atual diagnosticada na “visão de futuro” idealizada, dentro de um horizonte temporal determinado.

Como em outras fases da elaboração do PMMA, é desejável que o “plano de ação” também seja o resultado de uma construção coletiva. Essa construção pode envolver

pesquisas, questionários, oficinas de planejamento, “*design-thinking*”, reuniões comunitárias, multidisciplinares ou setoriais, consultas públicas e outras formas de participação, conforme as peculiaridades de cada município.

Ainda no contexto do “plano de ação” se encontram as Diretrizes Gerais de proteção da Mata Atlântica. O estabelecimento dessas diretrizes objetiva o melhor aproveitamento das “Oportunidades” e a diminuição dos riscos e “Ameaças” identificadas no “*SWOT*”. As Diretrizes Gerais não dizem respeito, diretamente, ao que deve ser feito, mas, como o desenvolvimento do processo deve ocorrer e as normas implantadas ao longo da implementação do PMMA.

As estratégias, por sua vez, devem ser encaradas como o conjunto de ações de vários atores, de variadas habilidades, a fim de atingir determinado objetivo.

Finalmente, o “Plano de Ação” do PMMA deve fazer a indicação das áreas, que corresponde à priorização das ações, conforme critérios de “Importância”, “Urgência”, “Procedência”, “Facilidade” ou “Oportunidade de execução”. Obviamente esses critérios serão guiados por considerações de caráter ambiental, tais como: tratar-se de áreas de preservação permanente, zonas de especial interesse social, áreas de mananciais de abastecimento, reserva legal, áreas relevantes para conservação de espécies raras ou ameaçadas e outros, por sua relevância no contexto ambiental.

A terceira Etapa do Plano Municipal da Mata Atlântica, indispensável para a sua execução, é a sua aprovação pelo Conselho Municipal do Meio Ambiente, conforme disposto na Lei da Mata Atlântica.

Por último, a quarta Etapa do PMMA é a sua implantação. Não se pode dizer qual é a etapa mais importante da elaboração e execução do Plano Municipal da Mata Atlântica, mas se pode afirmar que, se o PMMA não for implementado ou for implementado inadequadamente, todo o trabalho realizado nas etapas anteriores terá sido ou estará comprometido. Nesse sentido, é fundamental que o PMMA seja compreendido e aceito, em sua fundamentação, pela administração municipal.

Ressalte-se algumas providências que podem ajudar no sucesso da implementação:

- Inserir harmonicamente no PMMA, ações que a administração municipal já realiza na área ambiental;
- Promover uma divulgação adequada do PMMA;
- Estabelecer articulações estratégicas com outras esferas públicas, federal, estadual e municípios vizinhos, para viabilizar ações de caráter supra-municipal.

4. O PMMA EM ALGUNS MUNICÍPIOS BRASILEIROS

4.1 Caxias do Sul

O Plano Municipal da Mata Atlântica de Caxias do Sul, que, por facilidade, passaremos a chamar de PMMA-CS foi publicado em 2013. Colaboraram em sua elaboração a Associação Nacional de Órgãos Municipais de Meio Ambiente (ANAMMA), o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e a Fundação SOS Mata Atlântica.

Por ter antecedido à disponibilização do roteiro para a elaboração dos Planos Municipais para Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, o PMMA-CS não se inspirou na estrutura proposta por aquele documento, mas possuiu uma estrutura peculiar, estando organizado em sete capítulos, a saber:

- I - O Plano Municipal da Mata Atlântica e o Processo de Implementação.
- II - Proposta de Monitoramento e Avaliação.
- III - Metodologia Aplicada
- IV - Instrumentos Econômicos de Amparo na Implementação.
- V - Detalhamento Físico Financeiro para a Fase de Experimentação.
- VI - Equipe Multidisciplinar.
- VII - Considerações Finais, Alternativas, Desdobramentos.

Caxias do Sul é um Município de médio para grande porte, com população aproximada de 500.000 habitantes. Está situado na Serra Gaúcha à aproximadamente 120 km do litoral. Possui uma economia dinâmica e diversificada, baseada, principalmente, em serviços (57%) e na indústria (41%). A cidade apresenta IDH acima de 0,78 e a área do município é de 1.638 km² (semelhante à área do município de São Paulo). À época da elaboração do PMMA-CS, estimou-se que existiam no município 27% da área de remanescentes de Mata Atlântica, incluindo-se vários estágios de regeneração e várias fisionomias: florestas, campos naturais, restingas e outros tipos de vegetação nativa.

Conforme o PMMA-CS, o município de Caxias do Sul se insere no Bioma da Mata Atlântica, com uma vegetação predominante de floresta ombrófila mista, conhecida como “mata de araucária”.

Em apresentação realizada em 2016, a Prefeitura de Caxias do Sul considerou como concluídas as 1ª e 2ª fases do plano. A 1ª Fase se caracterizou pela elaboração do Plano propriamente dita e a 2ª Fase, denominada de “Experimentação”, foi realizada entre 2013

e 2016. Na 2ª Fase foi concluída a caracterização ambiental do município, o Cadastro Ambiental Rural-CRA e o Sistema Municipal de Informações Ambientais.

O PMMA-CS, portanto, se encontra em sua 3ª Fase, descrita como Efetiva Recuperação e Conservação dos Remanescentes Florestais do Bioma Mata Atlântica. Fazem parte da implementação do Plano, nesta fase, a implantação do Programa de Regularização Ambiental, do Sistema Municipal de Pagamento por Serviços Ambientais, do Sistema Municipal de Unidades de Conservação e do Jardim Botânico da Mata Atlântica de Caxias do Sul.

Desta forma, o município ainda não apresenta resultados evidentes e conclusivos, porém, o PMMA de Caxias do Sul pode ser uma referência para outros municípios em virtude de sua antecipação e, eventualmente, por algumas semelhanças com as condições existentes em outros municípios abrangidos pelo Bioma.

4.2 São Paulo

O Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica do Município de São Paulo (PMMA-SP) teve um documento publicado em novembro de 2017, sobre o seu escopo e resultados alcançados. Para sua elaboração, o plano contou com a ajuda da Fundação SOS Mata Atlântica, através de um Termo de Cooperação Técnica.

A estrutura do PMMA-SP segue com bastante fidelidade às recomendações do Roteiro de Elaboração dos Planos Municipais de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica. Nesse sentido, o PMMA-SP está estruturado em três capítulos, a saber: i) Diagnóstico, ii) Áreas Prioritárias e iii) Plano de Ação.

Embora hoje se constate que algumas das ações e diretrizes do PMMA-SP já estejam sendo aplicadas, o *status* do Plano consta, oficialmente, como “Em elaboração”, devido à sua pendência em relação à aprovação pelo Conselho Municipal do Meio Ambiente, conforme disposto em lei federal.

O PMMA-SP constitui um documento de 533 páginas e consiste em uma proposta de planejamento de enorme complexidade, não apenas por envolver uma área extensa (1.521 km²) e ecologicamente complexa, abrigando ampla biodiversidade, como também porque abriga uma das maiores concentrações urbanas do planeta, que inclui uma atividade econômica de grande porte e fundamental no contexto nacional, além de uma fortíssima inserção internacional.

Desta forma, o PMMA-SP já nasce destinado a condicionar uma infinidade de interesses das mais variadas naturezas, que extrapolam a esfera ambiental, e que precisam ser harmonizadas.

No Capítulo 1 - Diagnóstico da Situação Atual, o PMMA-SP faz uma completa caracterização dos aspectos ambientais do município, fornecendo dados gerais relevantes, histórico de ocupação, descrição detalhada dos meios físico e biótico, riqueza de detalhes sobre clima, hidrografia, vegetação e fauna. O diagnóstico apresentado surpreende por revelar uma complexidade ecossistêmica que dificilmente pode ser visualizada pela maioria da população que interage, quase constantemente, apenas com a infraestrutura urbana construída sobre a área.

Além da caracterização do território, o Capítulo 1 ainda apresenta avaliação dos planos, políticas, projetos e programas de cunho ambiental existentes no âmbito da gestão municipal, estudos disponíveis para criação de novas unidades de conservação e corredores ecológicos no município, a estrutura da gestão ambiental e um mapa bastante completo dos remanescentes da Mata Atlântica no Município de São Paulo.

O Capítulo 2 do PMMA-SP trata, especialmente, da priorização das áreas. Nesse sentido, o plano faz uma análise consistente da estrutura da paisagem municipal como um todo, e estabelece os critérios e pressupostos que servirão como subsídios para as escolhas das áreas prioritárias.

Em seguida, ainda no Capítulo 2, são apresentadas as macro estratégias do Plano, as propostas de corredores ecológicos prioritários e as definições das demais áreas prioritárias.

No Capítulo 3 do PMMA-SP é apresentado o Plano de Ação a ser implementado, descrevendo as estratégias, as diretrizes, as ações, as metodologias e as expectativas de resultados. Neste capítulo foram incluídos detalhamentos de alguns procedimentos operacionais básicos (restauração, regeneração, manejo sustentável), diretrizes para processos de concessão de parques e unidades de conservação e considerações importantes sobre origem e uso de recursos para implantação e monitoramento do Plano.

O PMMA-SP está enriquecido com um conjunto de mais de 70 figuras, 50 quadros, 17 anexos e um glossário de mais de 150 siglas que viabilizam sua compreensão.

Estruturado dessa forma, portanto, o Plano de Conservação da Mata Atlântica do Município de São Paulo se constitui em poderoso recurso, disponibilizando informações, metodologias e direcionamentos fundamentais para a execução de planos, projetos, ações

e políticas que visam a conservação, regeneração e administração da Mata Atlântica no Município de São Paulo e seus serviços ecossistêmicos.

5. VANTAGENS E DESAFIOS DE ELABORAR (E APLICAR) O PMMA

Começando pelos desafios, pode-se entender que via de regra, as políticas ambientais apresentam-se desconectadas a outros instrumentos normativos das três esferas de poder, além de haver um distanciamento do que se discute na acadêmica e o que se realizada no poder público.

No livro intitulado “*Políticas Ambientais no Brasil, análises, instrumentos e experiências*”, organizado pelo Prof. Paul Elliott Little, antropólogo da Universidade de Brasília destaca a seguinte afirmação:

“O presente trabalho parte da constatação da deficiência da maior parte dos municípios brasileiros para a implantação de políticas de gestão ambiental. Embora haja diversos mecanismos, ... eles são, com frequência, desconexos e desconhecidos.” Little (2003).

Neste contexto, a Lei da Mata Atlântica poderia ser uma resposta à situação descrita, porém, constata-se que a afirmação acima continua verdadeira, embora o PMMA seja um instrumento legal que caminha na direção de uma política ambiental íntegra e estratégica.

No entanto, cabe ressaltar que o problema mais profundo da questão ambiental tem caráter econômico e ultrapassa as esferas municipais e estaduais, posicionando-se em uma escala global: em todo o planeta, e também no Brasil, nos últimos séculos, tem-se implantado estruturas de produção insustentáveis, no pressuposto de abundância de recursos naturais. Somente a partir do final do século XX esse processo começou a ser repensado. Com isso, há um padrão de desenvolvimento histórico que cria dificuldades para se aplicar o PMMA, e que, portanto, comprometem a estruturação e recuperação do bioma em suas funções ambientais.

Dentre diversos desafios, cabe ressaltar alguns dos obstáculos que, mais diretamente, afetam a execução do PMMA:

- Em geral, municípios menores tendem a ter problemas ambientais também menores (há exceções) e, também, possuir recursos extremamente limitados para exercer uma gestão ambiental adequada à sua situação, além de menor quadro de recursos humanos especializados para atuar na área;

- Já os municípios maiores (em demografia) tendem a ter problemas ambientais maiores e, mesmo tendo mais recursos, podem encontrar obstáculos de variadas naturezas a dificultar seu exercício de uma boa gestão ambiental;

- Um dos maiores problemas ambientais em todos os municípios, e objeto do PMMA, é o crescimento acelerado da geração de resíduos sólidos de destinação cada vez mais custosa;

- Outro problema, mais crítico nos municípios mais populosos é a matriz de soluções para a mobilidade urbana, quase sempre muito dependente do transporte individual movido a combustível fóssil. Os efeitos negativos são muitos, mas um dos mais percebidos é a poluição do ar das maiores cidades;

- Em alguns municípios, os efeitos de extremos climáticos produzem efeitos devastadores;

- Muitos municípios têm excessiva dependência econômica da extração mineral ou do setor agropecuário, estando sujeitos a severa degradação de solo e subsolo como também, ao risco de ocorrência de eventos de perda de controle da segurança das operações, com consequências trágicas;

- Permeia nas populações de muitos municípios o forte obstáculo de caráter socioeconômico e cultural que dificulta a implantação do PMMA: trata-se de populações socialmente carentes, economicamente dependentes e culturalmente adaptadas a benefícios decorrentes de atividades produtivas não sustentáveis.

No entanto, deve-se considerar que o PMMA também traz mensagens positivas. Pode-se dizer que o fato de um município ter elaborado e executado seu PMMA é auspicioso e os benefícios decorrentes justificam e são de fácil explicitação:

- As atitudes de sustentabilidade ambiental, em geral, se alinham com as atitudes recomendadas para a saúde pública. Nesse sentido, os municípios que executam bem seu PMMA tendem a diminuir seus problemas e despesas com saúde pública (TZOULAS et al. 2007; GASCON et al. 2015).

- Municípios que têm PMMA passam a compartilhar problemas e recursos comuns e a fazer parte de uma comunidade de entes públicos com afinidades positivas;

- Com a implantação do PMMA a interlocução para temas de sustentabilidade fica mais acessível para o cidadão e mais fácil para a sociedade organizada;

- Informações obtidas para a elaboração e execução do PMMA podem ser Ecológico e Econômico visando o desenvolvimento de novas atividades econômicas, com

geração de empregos de maior valor agregado e, ao mesmo tempo, exercendo atividades ambientalmente sustentáveis.

Além disso, o PMMA fomenta ações para a melhoria da infraestrutura verde da cidade. Estes sistemas verdes ajudam a proteger e restaurar os ecossistemas que funcionam naturalmente, fornecendo uma estrutura para o desenvolvimento local, o qual promove uma diversidade de benefícios ambientais e econômicos (BENEDICT; MCMAHON, 2002). Esses espaços verdes restaurados por meio de ações como corredores ecológicos, dentre outras preconizadas no PMMA incluem habitat e biodiversidade enriquecidos; manutenção de processos paisagísticos naturais; ar e água mais limpos; aumentado oportunidades recreativas e melhor conexão das pessoas com a natureza. Além disso, a reconstituição verde da paisagem também aumenta os valores das propriedades e pode diminuir os custos da infraestrutura e serviços públicos, tais como controle de enchentes, sistemas de tratamento de água e tempestades (ESA, 2017).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo apresentou algumas premissas sobre o Plano Municipal de recuperação e Conservação da Mata Atlântica. Desde a sua concepção, passando pela elaboração até a sua execução, o plano apresenta uma série de etapas a serem cumpridas e envolve uma diversidade de atores que podem e/ou devem participar do processo, como por exemplo os Conselhos Municipais de Meio Ambiente.

Além disso, existem uma série de problemas, vantagens e desafios em sua elaboração e execução, dentre os quais se destacam entraves políticos e desarmonia com outros planejamentos estratégicos municipais. São Paulo (SP) e Caxias do Sul (RS) são dois exemplos de cidades que já iniciaram a elaboração do PMMA e até o presente momento obtiveram relativo sucesso, embora os problemas e limitações devam ter extrapolados a descrição apresentada neste texto.

Com isso, entende-se que o PMMA deve ser um instrumento de política pública que deve ser integrado à outros elementos normativos que estejam sendo executados ou planejados pela esfera municipal, principalmente, fato que não descarta a possibilidade do plano se integrar a políticas maiores de outros entes públicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. T. (2002). Green infrastructure: smart conservation for the 21st century. *Renewable resources journal*, 20 (3): 12-17.
- DUTRA, C. M. et al. (2013). Roteiro para a Elaboração dos Planos Municipais de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica. Brasília: MMA.
- EEA - European Environment Agency. (2017). Green Infrastructure and Flood Management: promoting cost-efficient flood risk reduction via green infrastructure solution. EEA report 14/2017.
- GASCON, M.; TRIGUERO-MAS, M.; MARTÍNEZ, D.; DADVAND, P.; FORNS, J.; PLASÈNCIA, A.; NIEUWENHUIJSEN, M. (2015). Mental health benefits of long-term exposure to residential green and blue spaces: a systematic review. *International journal of environmental research and public health*, 12(4): 4354-4379.
- LITTLE, P. E. (2003). Políticas Ambientais no Brasil: análises, instrumentos, experiências. Editora Peirópolis - São Paulo.
- SOS Mata Atlântica. (2019). Atlas da Mata Atlântica. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/>. Acessado em 20 de maio de 2019.
- TZOULAS, K.; KORPELA, K.; VENN, S.; YLI-PELKONEN, V.; KAŻMIERCZAK, A.; NIEMELA, J.; JAMES, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and urban planning*, 81(3): 167-178.

**Capítulo
17****LICENCIAMENTO AMBIENTAL NO ESTADO
DE SÃO PAULO**

Ricardo Pedro Guazzelli Rosario

Rosario, R. P. G. 2019. Licenciamento Ambiental no Estado de São Paulo In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 238-254.

1. INTRODUÇÃO

O licenciamento ambiental é um tema que não está mais designado aos técnicos, advogados e membros do poder público. Por um lado, felizmente, ele é de conhecimento da população, propiciando maior entendimento do mesmo e discussão sobre o tema. Por outro lado, o conhecimento da população vem principalmente por dois motivos, sendo que o mais recente está ligado a tragédias ambientais como os casos de Mariana (2015) e Brumadinho (2019), entre outros que trouxeram para a mídia a discussão sobre o assunto. O segundo (não tão recente) é que o licenciamento ambiental vem sendo no país, não apenas no Brasil (HOWARD, 2015), um dos principais obstáculos aos projetos de infraestrutura e desenvolvimento.

Com isso em mente devemos nos perguntar: o que precisamos saber sobre licenciamento ambiental estadual? Por que precisamos saber sobre licenciamento ambiental? Quais são as bases jurídicas do licenciamento ambiental no estado de São Paulo?

Nesse sentido, podemos hipotetizar que pouco sabemos e discutimos sobre o licenciamento ambiental, e, por isso, tal instrumento ainda é tão sensível. Assim, a discussão a seu respeito tem aumentado, mas, essa discussão precisa de bases e propriedades jurídicas emitidas principalmente por técnicos e todos os envolvidos no processo de licenciamento ambiental.

Outra hipótese é que o sistema do licenciamento ambiental é bem sabido e discutido por todos, e o conhecimento dos instrumentos jurídicos são de fácil assimilação. O que será aqui apresentado é um assunto básico, que precisa ser levado aos bancos acadêmicos de toda sorte do conhecimento e também aos setores da sociedade que lidam com o licenciamento ambiental em seu dia-a-dia.

Assim, os objetivos desse capítulo são: apresentar a legislação relacionada ao licenciamento ambiental no estado de São Paulo e discutir sobre licenciamento ambiental.

Para tanto, utilizaremos como metodologia o próprio sistema de hierarquia das normas, trazendo as normas mais gerais sobre o assunto para depois detalharmos o licenciamento ambiental estadual. Também será utilizado referencial bibliográfico focado nos aspectos gerais do licenciamento ambiental, tendo em vista o escopo deste capítulo.

Começaremos com um breve histórico para adentrar no mundo jurídico subdivido em algumas normas que serão exploradas na discussão para apresentarmos ao fim nossas considerações finais.

2. HISTÓRICO DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL

O licenciamento ambiental está inserido em uma macro área denominada Avaliação de Impactos Ambientais (AIA). Os fundamentos do processo de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) foram estabelecidos nos Estados Unidos em 1969, quando o Congresso aprovou a “*National Environmental Policy of Act*”, mais conhecida pela sigla NEPA, sancionada pelo presidente no ano seguinte (CRETELLA JR, 2000).

Num primeiro momento, a Avaliação de Impactos Ambientais passou a ser exigida apenas para as ações de responsabilidade do governo federal americano. Porém, alcançou não apenas os projetos governamentais, mas todas as suas decisões, programas, licenças, autorizações e empréstimos. A elaboração dos estudos ambientais era atribuição do governo americano, por intermédio de suas agências, e foi posteriormente regulamentada pelo “*US Council on Environmental Quality*” (CEQ), criado pela mesma lei para assessorar o presidente em assuntos relativos ao meio ambiente (DIAS, 2001).

A aplicação da Avaliação de Impactos Ambientais generalizou-se rapidamente nos Estados Unidos, tendo em vista a força da NEPA e das legislações estaduais afins, assim como em outros países desenvolvidos e, pouco mais tarde, junto aos países em desenvolvimento.

De acordo com Dias (2001), os problemas ambientais associados ao desenvolvimento econômico não eram privativos dos Estados Unidos, e a concepção da Avaliação de Impactos Ambientais, formalizada no NEPA e nos documentos do CEQ, difundiu-se mundialmente, sofrendo adaptações em diferentes níveis para ajustar-se ao sistema de governo de cada jurisdição – país, região, governo local – em que foi introduzida. Em relação a isto, Moreira (1985) explica que as peculiaridades jurídicas e

institucionais de cada país vêm determinando o momento, a forma e a abrangência de sua adoção.

Andreazzi e Milward-de-Andrade (1990) observam que, a partir da Conferência das Nações Unidas de Estocolmo, realizada em junho de 1972, os problemas ambientais passaram a ser encarados com maior atenção, principalmente em virtude da exigência de Avaliações de Impactos Ambientais para a concessão de empréstimos internacionais.

Mesmo em locais onde a Avaliação de Impactos Ambientais não está prevista na legislação, este instrumento tem sido aplicado por força das exigências de organismos internacionais. Atualmente, fazem uso da Avaliação de Impactos Ambientais, todos os principais organismos de cooperação internacional, como os órgãos setoriais da Organização das Nações Unidas (ONU), o Banco Mundial (BIRD), o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), entre outros.

No Brasil, os Estudos de Impactos Ambientais passaram a ser elaborados a partir da década de 70, por causa das exigências do Banco Mundial, principalmente em projetos de construções de usinas hidrelétricas.

O Brasil liderou a elaboração das primeiras normas ambientais nos países do Mercosul nas décadas de 60 e 70 do século passado, versando sobre aspectos específicos, tais como flora e fauna, poluição atmosférica e recursos hídricos, sendo posteriormente seguido por seus países vizinhos (VIANA, 2004).

No estado de São Paulo, especialmente, com a criação da CETESB pela Lei n.º 118, de 29 de junho de 1973 e com a Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976 que dispõe sobre o controle da poluição do Meio Ambiente iniciou-se o que podemos dizer de licenciamento ambiental no país.

A partir de então, uma série de normas a respeito do tema começaram a ser promulgadas, culminando com a Lei n.º 6.938 – Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) – de 31 de agosto de 1981, regulamentada dois anos depois com o Decreto n.º 88.351, de 1.º de junho de 1983, vinculando sua utilização aos sistemas de licenciamento de atividades poluidoras ou modificadoras do meio ambiente, a cargo dos órgãos ambientais dos governos estaduais e, em certos casos, do órgão federal competente.

3. POLÍTICA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE

O principal elaborador da Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981, a Política Nacional do Meio Ambiente, o Dr. Paulo Nogueira Neto, sempre contou em suas histórias que

ficaram perpetuadas em seu diário (NOGUEIRA-NETO, 2010), que a promulgação da PNMA teve uma votação unânime, com apenas um veto, o já esperado pelo governo.

A PNMA se torna a principal legislação do país em relação às questões ambientais. Dentre os instrumentos (artigo 9º.) previstos está a Avaliação de Impacto Ambiental e o Licenciamento Ambiental, *in verbis*:

Art 9º - São instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente:

I - o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental;

II - ...

III - a avaliação de impactos ambientais;

IV - o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras;

...

Além disso, os diversos incisos dos artigos 2º. e 4º. da PNMA estabelecem os objetivos e diretrizes para o licenciamento ambiental:

Art 2º - A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana, atendidos os seguintes princípios:

...

II - racionalização do uso do solo, do subsolo, da água e do ar;

III - planejamento e fiscalização do uso dos recursos ambientais;

...

V - controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras;

...

Art 4º - A Política Nacional do Meio Ambiente visará:

...

III - ao estabelecimento de critérios e padrões de qualidade ambiental e de normas relativas ao uso e manejo de recursos ambientais;

IV - ao desenvolvimento de pesquisas e de tecnologias nacionais orientadas para o uso racional de recursos ambientais;

....

Mais que isso, a PNMA estabeleceu o SISNAMA, Sistema Nacional do Meio Ambiente que visa a articulação entre todos os órgãos do poder público de todas as esferas, federal, estadual e municipal, bem como das entidades da sociedade civil que tem interesse no tema como universidades, empresas, órgãos colegiados entre outros.

Dentro do SISNAMA foi criado o CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, órgão paritário, formado por membros em mesmo número da sociedade civil e do poder público, presidido pelo Ministro do Meio Ambiente que dentre as suas atribuições está a de estabelecer regulamentos ambientais.

Entre os seus regulamentos estão as Resoluções do CONAMA das quais algumas serão abordadas nesse capítulo.

Semelhante ao CONAMA alguns estados e municípios criaram seus respectivos conselhos.

4. DECRETO N° 88.351, DE 1° DE JUNHO DE 1983

O Decreto Federal n°. 88.351/93 tem como objeto regulamentar a Política Nacional do Meio Ambiente, como a PNMA envolve diversas matérias o que nos importa aqui é o licenciamento ambiental.

Neste aspecto o decreto regulamentador criou o sistema tríplice de licenciamento ambiental, ou seja, um sistema que para o início das atividades do empreendedor é necessário obter três licenças, quais sejam:

Licença Prévia (LP), concedida na fase preliminar da atividade; Licença de Instalação (LI), concedida para autorizar o início da implantação do empreendimento impactante; e o Licença de Operação (LO), concedida para autorizar, após as verificações necessárias, o início da atividade licenciada.

Além disso o decreto deixa claro que o CONAMA é que fixará os critérios para o licenciamento ambiental como um todo e especial em relação ao EIA/RIMA.

Por fim, o decreto estabelece alguns dispositivos relacionados à competência do licenciamento, procedimentos de recursos administrativos e de análises dos processos que foram alterados posteriormente e por este motivo não serão aqui analisados.

5. RESOLUÇÃO CONAMA 01/86

Cumprindo o estabelecido na PNMA e em seu decreto regulamentador, o CONAMA editou a sua resolução n°. 01 de 1986 que trata em sentido amplo do licenciamento ambiental com a definição de impacto ambiental, da caracterização do

EIA/RIMA – Estudo de Impacto Ambiental e o respectivo Relatório de Meio Ambiente, das atividades que devem ser submetidas ao licenciamento e dos trâmites do processo administrativo de licenciamento ambiental.

Assim, é interessante trazer a definição de impacto ambiental da resolução que é:

Artigo 1º - Para efeito desta Resolução, considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II - as atividades sociais e econômicas;
- III - a biota;
- IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V - a qualidade dos recursos ambientais.

Na resolução, também ficou caracterizado o EIA/RIMA, documentos básicos para o processo de licenciamento junto aos órgãos competentes, que se convencionou chamar, na prática, de: (1) EIA – Estudo de Impacto Ambiental – documento analisado pelos técnicos do órgão licenciador, que implica na utilização de farta terminologia técnica, composto de diversos volumes referentes aos temas dos meios físico, biótico e antrópico; e (2) RIMA – Relatório de Impacto do Meio Ambiente – que deve refletir as conclusões do EIA, sendo apresentado para o público leigo, o que implica na utilização de termos populares, evitando-se, sempre que possível, o emprego da terminologia técnica.

Além disso, a resolução estabelece o que o EIA/RIMA deve conter e quais são os entes competentes para realizar a análise do mesmo e o respectivo processo de licenciamento, sendo possível nas três esferas (federal, estadual e municipal).

6. CONSTITUIÇÃO FEDERAL DE 1988

Em meio a regulamentação que estava se consolidando em relação ao licenciamento ambiental no Brasil, com a PNMA, seu Decreto regulamentador e a Resolução CONAMA 01/86, a Constituição de 1988 veio sacramentar a importância de tal instrumento.

No capítulo do Meio Ambiente, em seu artigo 225, no parágrafo 1º., inciso IV estabelece que:

Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

§ 1º Para assegurar a efetividade desse direito, incumbe ao Poder Público:

IV - exigir, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, **estudo prévio de impacto ambiental**, a que se dará publicidade (grifo acrescido).

É importante ressaltar que a Carta Magna nomeou o EIA (estudo de impacto ambiental) como EPIA (estudo prévio de impacto ambiental), mas o nome EPIA não ficou consagrado, mas sim o EIA. A utilização do termo EPIA auxilia no entendimento do processo de licenciamento ambiental já que a palavra “**prévio**” deixa claro que o EIA é realizado anteriormente a implantação do empreendimento.

Mais que isso, a utilização do termo prévio auxilia no entendimento dos princípios do direito ambiental. O princípio da prevenção é aquele relacionado principalmente com os estudos que são realizados para se verificar se um empreendimento irá causar danos ao ambiente ou não, por isso, a utilização do termo EPIA seria interessante em nosso dia a dia.

Além deste dispositivo específico, a Constituição Federal procurou regulamentar as competências de direito material relacionadas ao direito ambiental, especialmente em relação as competências legislativas (poder de elaborar leis) e executivas (poder de administrar), que na Carta Magna foram disciplinadas pelos artigos 23, 24 e 30.

A Constituição tentando proteger ao máximo o meio ambiente, procurou permitir que todos os entes, União, Estados e Municípios pudessem legislar e administrar sobre quase todos os temas de direito ambiental, o que na verdade provocou confusões e falta de atuação eficaz na área ambiental, e, principalmente concentrando as atuações, atribuições e competências à União.

Para resolver essa questão foi promulgada a Lei Complementar 140 de 8 de dezembro de 2011 que será analisada mais a frente, depois de analisarmos a segunda resolução CONAMA relativa ao licenciamento ambiental, a de número 237/97.

7. RESOLUÇÃO DO CONAMA 237/97

Tendo em vista a quantidade de normas envolvidas até o momento e ainda a resolução CONAMA 11/94 que também disciplinou o licenciamento ambiental, foi

editada a Resolução CONAMA 237/97 com a finalidade de estabelecer um procedimento único e um único regulamento.

Assim, a resolução traz uma série de definições, estabelece os tipos de empreendimentos que estão sujeitos ao licenciamento ambiental em um rol exemplificativo, ou seja, pode ser que existem outras atividades que possam vir a existir e que precisem de licenciamento ambiental.

Além disso, deixa claro o sistema de competências, sendo competências da União:

Art. 4º - Compete ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, órgão executor do SISNAMA, o licenciamento ambiental, a que se refere o artigo 10 da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, de empreendimentos e atividades com significativo impacto ambiental de âmbito nacional ou regional, a saber:

I - localizadas ou desenvolvidas conjuntamente no Brasil e em país limítrofe; no mar territorial; na plataforma continental; na zona econômica exclusiva; em terras indígenas ou em unidades de conservação do domínio da União.

II - localizadas ou desenvolvidas em dois ou mais Estados;

III - cujos impactos ambientais diretos ultrapassem os limites territoriais do País ou de um ou mais Estados;

IV - destinados a pesquisar, lavrar, produzir, beneficiar, transportar, armazenar e dispor material radioativo, em qualquer estágio, ou que utilizem energia nuclear em qualquer de suas formas e aplicações, mediante parecer da Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN;

V- bases ou empreendimentos militares, quando couber, observada a legislação específica.

Já as atividades de competência dos estados ou do Distrito Federal são:

Art. 5º - Compete ao órgão ambiental estadual ou do Distrito Federal o licenciamento ambiental dos empreendimentos e atividades:

I - localizados ou desenvolvidos em mais de um Município ou em unidades de conservação de domínio estadual ou do Distrito Federal;

II - localizados ou desenvolvidos nas florestas e demais formas de vegetação natural de preservação permanente relacionadas no artigo 2º da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e em todas as que assim forem consideradas por normas federais, estaduais ou municipais;

III - cujos impactos ambientais diretos ultrapassem os limites territoriais de um ou mais Municípios;

IV – delegados pela União aos Estados ou ao Distrito Federal, por instrumento legal ou convênio.

Por fim, a competência do município é estabelecida no artigo 6º:

Art. 6º - Compete ao órgão ambiental municipal, ouvidos os órgãos competentes da União, dos Estados e do Distrito Federal, quando couber, o licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades de impacto ambiental local e daquelas que lhe forem delegadas pelo Estado por instrumento legal ou convênio.

Importante ressaltar que o licenciamento só ocorrerá em uma única esfera, como disposto no artigo 7º, e que no artigo 8º. está mantido o sistema tríplice de licenças.

Também é necessário ressaltar que no processo de licenciamento ambiental uma das mais importantes etapas é a audiência pública.

A audiência pública é uma etapa de envolvimento da população a qual deve se basear no RIMA, que é o relatório que deve estar escrito em linguagem acessível a toda a população. Com todas as tecnologias atuais a audiência pública tem se mostrado mais eficaz em um formato de consulta “online”, que fica aberta por um período de tempo maior, no qual a sociedade pode realmente participar e se envolver com o projeto em questão.

Nesse sentido, o objetivo das audiências públicas são tirar dúvidas, ouvir críticas e sugestões e preparar um projeto mais condizente com a realidade de todos.

Outro aspecto importante é que a equipe que realiza o EIA/RIMA deve ser independente do empreendedor, mas como isso é possível se é o próprio empreendedor que a contrata? Para garantir a independência e a imparcialidade desta equipe multidisciplinar, cada profissional deve emitir uma ART (Anotação de Responsabilidade Técnica), documento vinculado a cada conselho profissional que garante a responsabilidade civil, penal e administrativa de cada profissional envolvido no licenciamento ambiental.

Existe também um regramento especial para prazo e valores, para solicitar as licenças que não precisam ser detalhados tendo em vista a grande quantidade de variáveis que envolvem esses temas.

8. LEI COMPLEMENTAR 140/2011

Inicialmente é importante esclarecer que a Constituição não pode ser regulamentada por qualquer tipo de norma. A Carta Magna precisa ser regulamentada por Lei Complementar. Assim, a regulamentação por uma Resolução do CONAMA em relação às competências precisava da devida fundamentação jurídica. Nesse sentido, a Lei Complementar é o instrumento jurídico correto para regulamentar as competências em matéria ambiental.

Essa solução veio em 2011 com a Lei Complementar 140 que regulamentou especialmente os incisos III, VI e VII do caput e o parágrafo único do artigo 23 da Constituição Federal.

Art. 7º São ações administrativas da União:

XIV - promover o licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades:

- a) localizados ou desenvolvidos conjuntamente no Brasil e em país limítrofe;
- b) localizados ou desenvolvidos no mar territorial, na plataforma continental ou na zona econômica exclusiva;
- c) localizados ou desenvolvidos em terras indígenas;
- d) localizados ou desenvolvidos em unidades de conservação instituídas pela União, exceto em Áreas de Proteção Ambiental (APAs);
- e) localizados ou desenvolvidos em 2 (dois) ou mais Estados;
- f) de caráter militar, excetuando-se do licenciamento ambiental, nos termos de ato do Poder Executivo, aqueles previstos no preparo e emprego das Forças Armadas, conforme disposto na Lei Complementar nº 97, de 9 de junho de 1999;
- g) destinados a pesquisar, lavrar, produzir, beneficiar, transportar, armazenar e dispor material radioativo, em qualquer estágio, ou que utilizem energia nuclear em qualquer de suas formas e aplicações, mediante parecer da Comissão Nacional de Energia Nuclear (Cnen); ou
- h) que atendam tipologia estabelecida por ato do Poder Executivo, a partir de proposição da Comissão Tripartite Nacional, assegurada a participação de um membro do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), e considerados os critérios de porte, potencial poluidor e natureza da atividade ou empreendimento;

Art. 8º São ações administrativas dos Estados:

XIV - promover o licenciamento ambiental de atividades ou empreendimentos utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, ressalvado o disposto nos arts. 7º e 9º;

XV - promover o licenciamento ambiental de atividades ou empreendimentos localizados ou desenvolvidos em unidades de conservação instituídas pelo Estado, exceto em Áreas de Proteção Ambiental (APAs);

Art. 9º São ações administrativas dos Municípios:

XIV - observadas as atribuições dos demais entes federativos previstas nesta Lei Complementar, promover o licenciamento ambiental das atividades ou empreendimentos:

a) que causem ou possam causar impacto ambiental de âmbito local, conforme tipologia definida pelos respectivos Conselhos Estaduais de Meio Ambiente, considerados os critérios de porte, potencial poluidor e natureza da atividade; ou

b) localizados em unidades de conservação instituídas pelo Município, exceto em Áreas de Proteção Ambiental (APAs);

Art. 13. Os empreendimentos e atividades são licenciados ou autorizados, ambientalmente, por um único ente federativo, em conformidade com as atribuições estabelecidas nos termos desta Lei Complementar.

Com a Lei Complementar 140/2011 é possível afirmar que o que havia sido estabelecido na Resolução CONAMA 237/97 foi mantido, especialmente as competências entre os entes da federação e o licenciamento em uma única esfera.

No nosso caso específico estamos procurando entender por que o Estado de São Paulo tem competência para legislar e executar o licenciamento ambiental.

Assim, a Lei Complementar 140/2011 é o instituto jurídico que deixa claro que tanto a União, quanto os Estados, o Distrito Federal e os Municípios podem regulamentar e gerenciar o licenciamento ambiental. Dessa forma, agora se torna mais efetivo aos leitores abordar o licenciamento ambiental no estado de São Paulo, com todo o aparato de informações trazidas até o momento.

9. LICENCIAMENTO AMBIENTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO

Para abordarmos o licenciamento ambiental no Estado de São Paulo foi necessário a apresentação de todo esse histórico e arcabouço jurídico para conhecermos a legislação estadual e suas nuances, bem como para ficar mais clara e objetiva a apresentação deste tópico do capítulo.

Inicialmente é importante trazer ao conhecimento de que o órgão ambiental competente para realizar o licenciamento ambiental no estado de São Paulo é a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). A CETESB foi criada em 1968 pelo Decreto Estadual nº. 50.079, de 24 de julho de 1968, com a denominação original de Centro Tecnológico de Saneamento Básico, com objetivo inicial de abordar questões de saneamento básico.

Em 2009 houve alteração no objeto da CETESB pela Lei nº. 13.542 de 8 de maio de 2009, que atribui à Companhia a atribuição do licenciamento ambiental.

A partir de então, uma série de leis, decretos, resoluções e deliberações envolvem o licenciamento ambiental. Como o foco deste capítulo é trazer uma visão geral do sistema, não foram abordados esses inúmeros detalhes.

Além desse referencial legislativo, o sistema de atividades que precisam passar por licenciamento ambiental no estado de São Paulo é praticamente consolidado. Claro que há a criação de novas atividades a cada momento, e muitas delas precisam passar por um processo de licenciamento ambiental.

As atividades licenciáveis pela CETESB encontram-se elencadas na Lei n.997/76, aprovado pelo Decreto n.8.468/76 e alterado pelo Decreto n.62.973 de 28 de novembro de 2017, independente da condição de Microempresa ou Empresa de Pequeno Porte, ou Microempreendedor Individual. Dentro do escopo atual das atividades consolidadas temos as seguintes (CETESB, 2019):

- Avicultura, Suinocultura e bovinocultura
- Aquicultura
- Aterros de resíduos inertes e da construção civil
- Aterros Sanitários
- Assentamentos para Reforma Agrária
- Bases de armazenamento
- Cemitérios
- Central de reciclagem de caminhões e outros veículos
- Cogeração de energia
- Coleta, Transporte e Disposição de Lodos
- Crematórios
- Depósito ou comércio atacadista de produtos químicos
- Dutos e linhas

- Estações de tratamento de água
- Estruturas e instalações de apoio náutico
- Extração Mineral
- Fabricação de biocombustível (exceto álcool)
- GRAPROHAB (Empreendimentos de habitação)
- Hospitais e Similares
- Incineradores de resíduos de serviços de saúde
- Instalações Portuárias
- Manejo de fauna exótica e criadouro de fauna silvestre
- Outros sistemas de tratamento de resíduos de serviço de saúde
- Parcelamento do solo e Condomínios
- Parecer Técnico de empresas estabelecidas no ramo de desmontagem de veículos em fim de vida útil e comercialização de respectivas partes e peças (Artigo 2º, inciso I, da Lei Estadual 15.276/2014 e Artigo 9º do Decreto Estadual 60.150/2014)
- Parecer Técnico de empresas recicladoras de veículos totalmente irrecuperáveis (Artigo 2º, inciso II, da Lei Estadual 15.276/2014 e Artigo 9º do Decreto Estadual 60.150/2014)
- Postos de Combustíveis
- Programas de Recuperação de Interesse Social nas Bacias dos Reservatórios Billings e Guarapiranga (APRM B e APRM G)
- Postos e Centrais de Recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos
- Sistemas de tratamento de esgotos sanitários
- Termoelétricas
- Transbordos de resíduos sólidos domiciliares
- Transbordo de resíduos de serviços de saúde
- Usina de açúcar e etanol
- Usina de Compostagem
- Usinas de reciclagem de resíduos da construção civil

Também é importante apontar que todo processo de licenciamento ambiental envolve taxas administrativas de análises dos processos, hoje, no estado de São Paulo regulamentadas pelo Decreto nº. 62.973, de 28 de novembro de 2017.

Aqui não importa abordarmos valor por valor, mas sim a discussão como um todo. O novo decreto regulamentador, Decreto nº. 62.973/2017, impõe uma taxa pela área total do empreendimento, o que em quase toda a maioria das vezes é superior, se não muito

superior ao tamanho do empreendimento em si, fazendo com que as taxas de todas as licenças fiquem em valores muito superiores aos anteriormente praticados e o longe do que seria realmente justo.

Este fato é tão claro que a FIESP (Federação das Indústrias do Estado de São Paulo) entrou com uma ação na justiça para alterar o disposto pelo decreto e ganhou, mostrando que o mesmo precisa ser revisto.

Outro aspecto importante a ser ressaltado é a questão do prazo. Existem prazos tanto de duração das licenças, quanto para a solicitação das licenças. Tendo em vista a grande quantidade de tipos de empreendimentos entendemos que não precisamos detalhar os prazos para cada licença e cada atividade.

Aqui, precisamos evocar os prazos gerais da Resolução CONAMA 237/97, mas que podem ter diferenças em cada caso concreto. Lembrando também que, após os casos de Mariana e Brumadinho, existe uma tendência de conceder licenças com prazos menores com o objetivo de reduzir os riscos de danos ambientais.

Neste tópico estamos abordando o licenciamento ambiental estadual, mas, é importante deixar claro que existe o licenciamento ambiental municipal. Para tanto é necessário que haja um convênio entre a Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente e a CETESB com o respectivo Município, e é preciso estabelecer quais são as atividades que podem ser licenciadas pelos municípios.

No estado de São Paulo os seguintes municípios realizam o licenciamento ambiental, e os respectivos portes dos empreendimentos que podem ser licenciáveis (CETESB, 2019):

Município Licenciador	Aptidão de Acordo com a Classificação do Impacto Ambiental Local
AMERICANA	ALTO
ARARAQUARA	BAIXO
ATIBAIA	BAIXO, MÉDIO
BARRETOS	BAIXO
BARUERI	BAIXO, MÉDIO
CAIEIRAS	MÉDIO
CAJAMAR	BAIXO, MÉDIO
CAMPINAS	ALTO
CANANÉIA	BAIXO
CAPIVARI	BAIXO

CARAGUATATUBA	MÉDIO
CATANDUVA	BAIXO, MÉDIO
COLINA	BAIXO
DESCALVADO	BAIXO
EMBAÚBA	BAIXO
EMBU DAS ARTES	MÉDIO
EMBU GUAÇU	MÉDIO
ENGENHEIRO COELHO	BAIXO
GUAIRA	BAIXO
GUARAREMA	BAIXO
GUARULHOS	BAIXO, MÉDIO, ALTO
HORTOLÂNDIA	MÉDIO
IGARATÁ	BAIXO
INDAIATUBA	BAIXO, MÉDIO
ITAJOBI	BAIXO
ITAPECERICA DA SERRA	MÉDIO
ITAQUAQUECETUBA	BAIXO
ITATIBA	BAIXO, MÉDIO
LORENA	BAIXO, MÉDIO
LOUVEIRA	ALTO
MAUÁ	BAIXO, MÉDIO
OLÍMPIA	BAIXO
OSVALDO CRUZ	BAIXO
PIRACICABA	BAIXO, MÉDIO
PONGAÍ	BAIXO
PORTO FELIZ	BAIXO
RIBEIRÃO PIRES	ALTO
RIBEIRÃO PRETO	MÉDIO
SANTA ISABEL	BAIXO
SANTANA DE PARNAÍBA	ALTO
SANTO ANDRÉ	ALTO
SANTOS	BAIXO, MÉDIO, ALTO
SÃO BERNARDO DO CAMPO	BAIXO, MÉDIO, ALTO
SÃO PAULO	ALTO
SÃO SEBASTIÃO	BAIXO, MÉDIO
SÃO VICENTE	BAIXO
SERTÃOZINHO	BAIXO
SOROCABA	BAIXO
SUMARÉ	BAIXO, MÉDIO
SUZANO	BAIXO
TATUÍ	MÉDIO
VALINHOS	MÉDIO
VINHEDO	ALTO

VIRADOURO	BAIXO
-----------	-------

É importante ressaltar que para realizar o licenciamento municipal, o município precisa ter uma equipe de técnicos competentes para acompanhar o mesmo. Além disso, em casos de atividades municipais que poderiam ter o licenciamento ambiental municipal, mas o município não possui equipe e órgão competente para tanto, o licenciamento ambiental será realizado pelo estado, no caso de São Paulo, pela CETESB.

Por fim, tão importante quanto todo o processo do licenciamento ambiental é o EIA/RIMA (Estudo de Impacto Ambiental e o respectivo Relatório de Impacto de Meio Ambiente). O EIA/RIMA já foi abordado anteriormente, mas é importante ressaltar aqui que como existem diferentes portes de empreendimentos, em alguns casos outros tipos de instrumentos de Avaliação de Impacto Ambiental podem ser desenvolvidos, como EAS (Estudo Ambiental Simplificado) e RAP (Relatório Ambiental Preliminar).

Assim, para cada tipo de empreendimento e, dependendo do porte do empreendimento, um tipo de Avaliação de Impacto Ambiental, como EIA/RIMA, EAS ou RAP, deverá ser desenvolvida. É importante deixar claro que em todo esse processo ainda existe falta de objetividade sobre o que o órgão ambiental solicita do interessado. Essa falta de objetividade tem levado aos processos de licenciamento ambiental demorarem mais 6, 8 ou até 10 anos, fato este que deixa claro que os projetos de desenvolvimento e infraestrutura não estão sendo implantados, infelizmente, sendo o licenciamento ambiental um dos maiores gargalos.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Resgatando os objetivos desse trabalho que foram apresentar a legislação relacionada ao licenciamento ambiental no estado de São Paulo e discutir sobre licenciamento ambiental, conseguimos observar que a legislação é bastante ampla e complexa, hoje fundamentada pela Constituição Federal, Política Nacional do Meio Ambiente, Lei Complementar 140/2011 e a Resolução CONAMA 237/97.

No âmbito estadual existem diversos regulamentos que tratam dos tipos de atividades licenciáveis, prazos, taxas e tipos de instrumentos que variam por tipo de empreendimento e por porte. Apresentar cada uma dessas nuances não foi nosso objetivo, mas sim mostrar que eles existem e que o licenciamento ambiental deve ser analisado caso a caso.

Em relação a discussão sobre o licenciamento ambiental, ficou claro que precisamos discutir, criticar, e sugerir melhorias ao processo como um todo. É inegável a sua importância a fim de verificar se o empreendimento pretendido realmente irá propiciar o desenvolvimento sustentável, já que quando não for o caso, o empreendimento deve ser negado com fundamento no princípio da precaução.

Assim, questões como o sistema tríplice de licenciamento, a falta de critérios objetivos, o planejamento de atividades e principalmente projetos de infraestrutura precisam ser muito mais debatidas entre técnicos, equipes de órgãos públicos, juristas e acadêmicos a fim de que possamos garantir o desenvolvimento sustentável previsto na Constituição Federal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREAZZI, M. A. R.; MILWARD-DE-ANDRADE, R. (1990). Impactos das grandes barragens na saúde da população – uma proposta de abordagem metodológica para a Amazônia. In: Forest' 90, Simpósio Internacional de Estudos Ambientais em Florestas Tropicais Úmidas, Manaus. Anais... Rio de Janeiro, Biosfera, 17p.
- CETESB. (2019). Licenciamento Ambiental. Disponível em www.cetesb.sp.gov.br. Acessado em 19 de maio de 2019.
- CRETELLA JR., J. (2000). Direito Administrativo Brasileiro. 2ª. ed. Forense. Rio de Janeiro.
- DIAS, E.G.C.S. (2001). Avaliação de Impacto Ambiental de projetos de mineração no Estado de São Paulo: a etapa de acompanhamento. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 21p.
- HOWARD, P. K. (2015). Two years not ten years. Redesigning infrastructure approvals. Commom Good. NY.
- MARQUES, J. R. (2005). Meio Ambiente Urbano. Editora Forense Universitária, 198p.
- MOREIRA, I. V. D. (1985). Avaliação de Impacto Ambiental – AIA. Rio de Janeiro, FEEMA, 15p.
- NOGUEIRA-NETO, PAULO. (2010). Uma trajetória ambientalista: Diário de Paulo Nogueira-Neto. Empresa das Artes. São Paulo.
- VIANA, M. B. (2004). O meio ambiente no Mercosul. Brasília, Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados.

**Capítulo
18****LEGISLAÇÃO FEDERAL APLICADA AO
LICENCIAMENTO AMBIENTAL**

Alberto Cavalcanti de Figueiredo Netto

Netto, A. C. F. 2019. Legislação Federal Aplicada ao Licenciamento Ambiental In: Zabotto, A. R. Estudos Sobre Impactos Ambientais: Uma Abordagem Contemporânea. FEPAF. Botucatu, Brasil. pp. 255-293.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta indiscutível relevância mundial em termos de recursos naturais. País de dimensões continentais, seu território divide-se em seis grandes biomas: Amazônia, Caatinga, Mata Atlântica, Cerrado, Pantanal e Pampa. Considerado megadiverso em virtude de sua alta diversidade biológica, abriga cerca de 20% das espécies vivas conhecidas em todo mundo (MAGNUSSON et al. 2016). Possui uma das mais extensas e diversificadas redes fluviais do mundo, além de imensa linha de costa, com aproximadamente oito mil quilômetros, que por sua vez comporta importantíssimos ecossistemas associados.

O país abriga uma população de pouco mais de 209 milhões habitantes, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, que desenvolve as mais diversas atividades e interage em maior ou menor grau de intensidade com os recursos naturais e o meio ambiente.

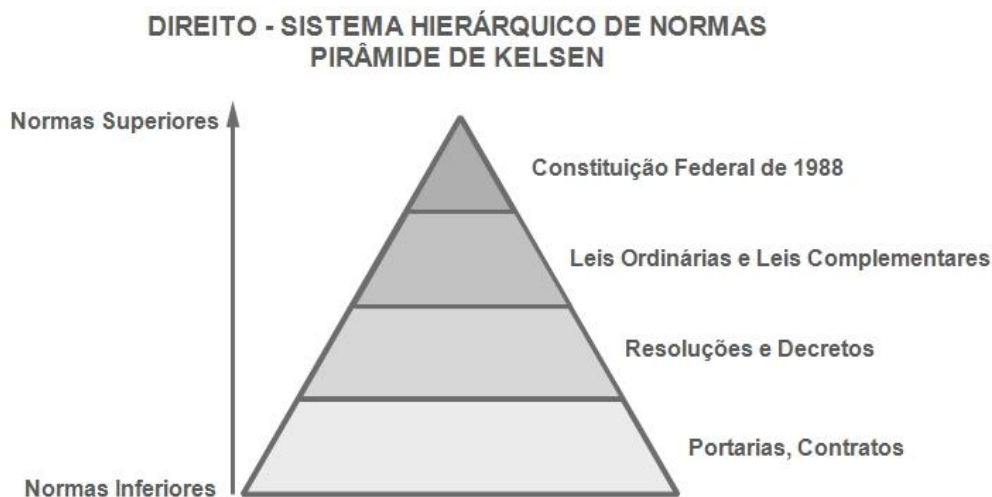
Para que seu desenvolvimento ocorra de forma a não comprometer tamanha riqueza, contamos com um amplo arcabouço legal voltado aos mais diversos temas ambientais, como recursos hídricos, florestas, fauna, resíduos sólidos, qualidade do ar, etc.

Neste sentido, o presente capítulo pretende, de forma bem sintética e desprovida da intenção de esgotar o tema, apresentar um primeiro contato, de forma temática, com a legislação ambiental federal. Àqueles que necessitem de maior aprofundamento, há disponível na literatura especializada uma série de publicações sobre direito ambiental, escritas por especialistas na área do direito.

2. ORDENAMENTO JURÍDICO

A legislação ambiental é composta de diferentes tipos de normas, como leis, decretos, resoluções etc. Meirelles (2010) *apud* Attanasio (2015) define: i) decretos como atos administrativos de competência exclusiva dos Chefes do Executivo, estando abaixo da lei e não podendo contrariá-la; ii) regulamentos como atos administrativos postos em vigência por decreto para especificar os mandamentos legais; iii) resoluções como atos administrativos normativos, expedidos pelas altas autoridades do Executivo, não pelo chefe do Executivo, mas por presidentes dos Tribunais, colegiados administrativos, órgãos legislativos, para disciplinar matéria de sua competência específica; iv) deliberações como atos normativos ou decisórios emanados de órgãos colegiados; v) portaria como atos administrativos internos, expedidos por chefes de órgãos, repartições ou serviços para determinar algo aos seus subordinados.

Este complexo conjunto de normas não existe de forma desorganizada, sobreposta e até mesmo conflitante, mas segue um sistema hierárquico, o ordenamento jurídico, em que as normas inferiores devem obedecer às normas superiores e são por elas validadas, até chegar à norma fundamental, que fecha o sistema (KELSEN, 1998 *apud* ATTANASIO, 2015), conforme representado na pirâmide da figura abaixo:



Fonte: Attanasio (2015).

Segundo este sistema, toda lei deve atender e estar de acordo com a constituição federal de 1988, que é a norma superior maior. Da mesma forma, as leis devem ser

regulamentadas por normas inferiores, como decretos e resoluções, os quais estabelecem como se dará a aplicação de determinada lei.

3. PROTEÇÃO DO MEIO AMBIENTE

A proteção e preservação ambiental e o direito de todos ao meio ambiente equilibrado estão estabelecidos na Constituição Federal de 1988, em capítulo específico, em seu art. 225, que estabelece:

Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

Desta forma, segundo a nossa norma superior, todos temos direito ao meio ambiente equilibrado e cabe a todos o dever de defendê-lo e preservá-lo. De forma a tornar este direito efetivo, este mesmo artigo, em seu § 1º, delega ao Poder Público uma série de obrigações como: preservar e restaurar processos ecológicos, preservar a diversidade e integridade do patrimônio genético, criar espaços e atributos naturais especialmente protegidos, sendo sua alteração ou supressão somente possível por meio de lei, a necessidade de avaliação de impacto ambiental para empreendimento potencialmente causados de significativa degradação ambiental e do estudo prévio de impacto ambiental, promover educação ambiental em todos os níveis de ensino, proteger a fauna e flora, vedando práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção de espécies ou submetam os animais a crueldade.

Ou seja, nossa constituição estabelece a necessidade de avaliação de impacto ambiental de obras e atividades potencialmente degradadoras, de proteção da fauna e flora contra o risco de extinção, a necessidade de se criar Unidades de Conservação, dentre outras.

Para que o poder público possa exercer suas atividades de forma a cumprir com o que estabelece o § 1º do art. 225, são também estabelecidas competências entre os diferentes entes federativos (União, Estados, Distrito Federal e Municípios).

Em seu art. 23, incisos VI e VII, estabelece como competência comum, ou seja, competência conjunta da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas e preservar as florestas, a fauna e a flora.

Quanto à competência para legislar, o inciso VI do art. 24 da constituição define que à União, Estados e ao Distrito Federal cabe legislar concorrentemente sobre florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente e controle da poluição. Esta legislação concorrente significa que compete a União estabelecer as normas gerais (art. 24 § 1º), o que não exclui a competência suplementar dos Estados, ou seja, a de complementar a norma geral (art. 24 § 2º) e, não havendo lei federal sobre normas gerais, o Estado poderá estabelecer a norma geral conforme suas peculiaridades (art. 24 § 3º). Neste caso, criada posteriormente a norma geral por lei federal, esta suspende a eficácia da lei estadual no que lhe for contrário, prevalecendo a lei federal se mais restritiva (art. 24 §4º).

Apesar do art. 24 não incluir os Municípios, a competência para legislar lhe foi atribuída nos incisos I e II do art. 30, segundo os quais compete aos Municípios legislar sobre assuntos de interesse local e suplementar a legislação federal e estadual no que couber.

Portanto, a Constituição Federal estabeleceu toda a base legal que permitiu a criação das leis e demais normas voltadas à proteção e preservação ambiental, estabelecendo, inclusive, a repartição das competências em matéria ambiental.

Ainda assim, com base no parágrafo único do art. 23 da constituição federal de 1988, segundo o qual leis complementares fixarão normas para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios, foi publicada a Lei Complementar nº140/2011. Esta lei estabelece as normas de cooperação entre os entes da federação nas ações administrativas de competência comum referentes à proteção do meio ambiente, combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, fauna e flora.

É a LC nº 140/11 que define o que cabe a cada ente da federação, administrativamente, em relação, por exemplo, às políticas de meio ambiente (nacional, estadual e municipal), ao licenciamento ambiental, às autorizações de manejo e supressão de vegetação, à elaboração das listas de espécies ameaçadas de extinção, zoneamentos ambientais, plano diretor (município), dentre outras.

3.1 Política Nacional do Meio Ambiente

A Política Nacional do Meio Ambiente foi criada por meio da Lei nº 6.938/81, e regulamentada pelo Decreto Federal nº 99.274/90. É fundamentada, portanto, validada, pela constituição federal, incisos VI e VII do art. 23 e, também, no art. 235.

São, dentre outros, objetivos da Política Nacional de Meio Ambiente: o desenvolvimento socioeconômico, com a preservação ambiental e equilíbrio ecológico; o estabelecimento de critérios e padrões de qualidade ambiental, bem como de normas de uso e manejo dos recursos naturais; a preservação e restauração dos recursos ambientais e a imposição, ao poluidor, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados, assim como a cobrança pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos; e a divulgação de dados e informações ambientais e formação de consciência pela sociedade sobre a necessidade de preservação da qualidade ambiental.

Como forma de organizar a atuação dos órgãos e entidades de todos os entes da federação responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental, a Lei nº 6.938/81 estabeleceu o Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA (art. 6º).

Na estrutura do SISNAMA foram definidas atribuições aos diferentes órgãos, no caso, o Conselho de Governo como órgão superior, para assessorar o Presidente da República na formulação da política nacional e nas diretrizes governamentais para o meio ambiente. Foi criado o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, órgão consultivo e deliberativo, a quem cabe, dentre outras atribuições, deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões referentes à proteção ambiental. O Ministério do Meio Ambiente foi definido como órgão central, para planejar, coordenar, supervisionar e controlar a política nacional e demais diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente; o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio como órgãos executores, com a finalidade de executar e fazer executar a política e as diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente, de acordo com as respectivas competências; além dos órgãos estaduais, denominados órgão seccionais, responsáveis pela execução de programas, projetos e pelo controle e fiscalização de atividades capazes de provocar a degradação ambiental no âmbito estadual; e órgãos e entidades municipais, denominados órgãos locais, responsáveis pelo controle e fiscalização dessas atividades, nas suas respectivas jurisdições.

Para que os objetivos desta política possam ser alcançados, importantes instrumentos, atualmente bem consolidados, foram definidos, como o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental, a avaliação de impactos ambientais, o licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, a garantia da prestação de informações relativas ao Meio Ambiente, obrigando-se o Poder Público a produzi-las, quando inexistentes.

3.2 Legislação Florestal

A nova lei florestal, também chamada de novo código florestal, foi estabelecida por meio da Lei nº 12.651/12 (alguns de seus dispositivos foram alterados pela Lei nº 12.727/12), que definiu as normas gerais sobre a proteção da vegetação, sobre as Áreas de Preservação Permanente – APP e Reserva Legal, a exploração florestal e o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais, o controle e prevenção dos incêndios florestais, além de prever instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos, no caso, o desenvolvimento sustentável.

Dentre seus princípios, afirma:

“ O compromisso soberano do Brasil com a preservação das suas florestas e demais formas de vegetação nativa, bem como da biodiversidade, do solo, dos recursos hídricos e da integridade do sistema climático, para o bem estar das gerações presentes e futuras”, a “ação governamental de proteção e uso sustentável de florestas, consagrando o compromisso do País com a compatibilização e harmonização entre o uso produtivo da terra e a preservação da água, do solo e da vegetação”.

Com relação às APPs, áreas de preservação que protegem cursos d’água, nascentes, manguezais, dentre outros, a lei apresenta sua definição e delimitações físicas (como por exemplo, 30 metros de largura nas margens de curso d’água de até 10 metros de largura, natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular), forma de proteção, bem como casos em que se permite intervenções.

Da mesma forma, trata das áreas de Reserva Legal, de sua obrigatoriedade em propriedades rurais e os casos em que é dispensada, além de definir suas delimitações e critérios de localização e regime de proteção, bem como regime de proteção de Áreas Verdes Urbanas.

Cria, no âmbito do SISNAMA, o Cadastro Ambiental Rural – CAR e os Programas de Regularização Ambiental – PRA. Ambos, CAR e PRA, são regulamentados pelo

decreto nº 7.830/12. O CAR é o cadastro eletrônico junto ao órgão ambiental competente e obrigatório para todos os imóveis rurais, enquanto o PRA compreende o conjunto de ações com o objetivo de adequar e promover a regularização ambiental das propriedades, a serem realizadas por seus proprietários ou posseiros.

Como forma de alavancar o preservação e recuperação florestal, a Lei nº 12.651/12 autoriza o poder executivo federal a instituir o Programa de Apoio e Incentivo à Preservação e Recuperação do Meio Ambiente, definindo categorias e linhas de ação como o pagamento por serviços ambientais, compensação pelas medidas de conservação ambiental como crédito agrícola, isenção de impostos para aquisição de insumos e equipamentos, incentivos fiscais, linhas de financiamento para atender iniciativas de preservação voluntária, dentre outros, e institui também a Cota de Reserva Ambiental – CRA.

Além do chamado novo código florestal, a legislação que protege a vegetação em âmbito federal conta também com a Lei nº 11.428/2006, a Lei da Mata Atlântica, que trata da proteção da vegetação nativa do Bioma, regulamentada pelo decreto nº 6.660/2008.

A referida lei, define quais as formações florestais nativas e ecossistemas associados integram o Bioma Mata Atlântica como, por exemplo, a Floresta Ombrófila Densa, adotando como base espacial para sua delimitação aquelas estabelecidas em mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Disciplina o corte, a supressão e a exploração da vegetação do Bioma Mata Atlântica, cujos critérios são diferenciados de acordo com seu *status* de conservação e estágio de sucessão ecológica, ou seja, diferenciando-se entre a vegetação primária ou secundária, bem como os estágios de regeneração quando tratar-se de secundária.

Atribui ao CONAMA a competência de estabelecer as normas para definição de vegetação primária e secundária nos estágios avançado, médio e inicial de regeneração do Bioma Mata Atlântica, o que ocorre por meio de suas resoluções específicas.

3.3 Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

Com vistas à regulamentação do § 1o, incisos I, II, III e VII do art. 225 da Constituição Federal de 1988, foi promulgada a lei nº 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC e estabeleceu os critérios e normas para a criação, implantação e gestão das Unidades de Conservação.

Dentre seus objetivos, estão a manutenção da diversidade biológica e recursos genéticos do país; a proteção das espécies ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional; a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais; a promoção do desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais e a utilização dos princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento; a proteção a paisagens naturais e pouco alteradas de notável beleza cênica; a proteção de recursos naturais necessários à subsistência de populações tradicionais; respeitando e valorizando seu conhecimento e sua cultura e promovendo-as social e economicamente.

Estabelece as diferentes categorias de Unidades de Conservação, agrupadas em dois grupos: Unidades de Conservação de Proteção Integral, com o objetivo de preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais; e Unidades de Conservação de Uso Sustentável, cujo objetivo é a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais.

O grupo de Proteção Integral é composto pelas Unidades de Conservação das categorias (art. 8º): Estação Ecológica; Reserva Biológica; Parque Nacional; Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre. Já as categorias de Uso Sustentável são (art. 14): Área de Proteção Ambiental; Área de Relevante Interesse Ecológico; Floresta Nacional; Reserva Extrativista; Reserva de Fauna; Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural.

Para cada categoria de Unidade de Conservação são definidos objetivos, dominialidade (se público, privado ou ambos), usos e atividades permitidas, tipologia de conselhos (deliberativos ou consultivos), etc. O SNUC estabelece também quais os procedimentos necessários à sua criação, implantação e gestão, assim como a definição de limites, estabelecimento de Zonas de Amortecimento e dos Planos de Manejo.

Trata ainda da obtenção de recursos para a gestão das unidades e critérios para sua aplicação, como o recebimento de recursos ou doações de qualquer natureza, nacionais ou internacionais, com ou sem encargos, provenientes de organizações privadas, públicas ou de pessoas físicas que desejarem colaborar com a sua conservação, dos recursos obtidos por meio de cobrança de taxa de visitação e outras rendas decorrentes de arrecadação, serviços e atividades da própria unidade.

Ainda em relação aos recursos, estabelece em seu art. 36 que, no licenciamento ambiental de empreendimentos de significativo impacto ambiental, o empreendedor é obrigado a apoiar a implantação e manutenção de Unidade de Conservação do Grupo de Proteção Integral. Define ainda que o montante de recursos não pode ser inferior a meio

por cento dos custos totais previstos para a implantação do empreendimento, cabendo ao órgão ambiental licenciador fixar o percentual de recursos de acordo com o grau de impacto ambiental causado pelo empreendimento, bem como definir as unidades de conservação a serem beneficiadas. Essa obrigação também pode, em virtude do interesse público, ser cumprida em unidades de conservação de posse e domínio públicos do grupo de Uso Sustentável, especialmente as localizadas na Amazônia Legal.

O SNUC trata das Reservas da Biosfera, sua constituição, dominialidade e gestão, bem como das ações voltadas às populações tradicionais residentes em Unidades de Conservação nas quais sua permanência não é permitida.

Estabelece (art. 47 e 48) que os órgãos ou empresas, públicos ou privados, responsáveis pelo abastecimento de água ou que façam uso de recursos hídricos, bem como pela geração e distribuição de energia elétrica, que sejam beneficiários da proteção proporcionada por uma Unidade de Conservação, devem contribuir financeiramente para a proteção e implementação da Unidade de Conservação.

O SNUC trata, por fim, da criação e manutenção do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação, bem como da elaboração e divulgação periódica pelo IBAMA da relação revista e atualizada das espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção no território brasileiro. Estabelece, também, que incentive os competentes órgãos estaduais e municipais a elaborarem relações equivalentes abrangendo suas respectivas áreas de jurisdição.

3.4 Política Nacional de Recursos Hídricos

Com objetivo, dentre outros, de assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água com qualidade adequada aos seus diferentes usos, foi promulgada a Lei nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Essa política estabelece como fundamentos que a água é um bem de domínio público, recurso natural limitado e dotado de valor econômico e que, em situações de escassez, seu uso prioritário é o consumo humano e a dessedentação de animais. Quanto à gestão dos recursos hídricos, esta deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas, ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

A unidade territorial adotada para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos é a bacia hidrográfica.

Além das garantias às futuras gerações, a política também objetiva a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais, além do incentivo e promoção da captação, preservação e o aproveitamento de águas pluviais.

Para que seus objetivos sejam alcançados, a política estabelece seus instrumentos, no caso: i) os Planos de Recursos Hídricos; ii) o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; iii) a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; iv) a cobrança pelo uso de recursos hídricos; v) a compensação a municípios; vi) o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Portanto, a partir do estabelecimento da política, toda a gestão dos recursos hídricos passa a ser feita por bacia hidrográfica, por meio de seu Plano de Recursos Hídricos, cujo escopo mínimo estabelecido é bastante completo. Ou seja, a partir daí, tem-se um instrumento de planejamento e gestão destes recursos que deve ser elaborado considerando-se a situação atual dos recursos hídricos, análise de cenários em relação à crescimento demográfico, de atividades produtivas e padrões de uso do solo, disponibilidade, demandas e qualidade dos recursos, proposição programas e projetos associados à metas previamente estabelecidas, além da definição de prioridades em relação à outorgas de uso, diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso, além da criação de áreas sujeitas à restrições de uso.

Além dos estabelecimento e detalhamento dos instrumentos citados, a política também trata das competências em relação ao Poder Público, no caso, o que compete ao Poder Executivo Federal, Estadual e do Distrito Federal e Municipal em relação à sua implementação.

O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, por sua vez, tem como objetivos coordenar a gestão integrada das águas, arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos, planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos, bem como promover a cobrança pelo uso.

Desta forma, trata e especifica seus integrantes, no caso:

- Conselho Nacional de Recursos Hídricos e a Agência Nacional de Águas;

- Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados e do Distrito Federal;
- Comitês de Bacia Hidrográfica;
- Órgãos dos poderes públicos federal, estaduais, do Distrito Federal e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos;
- Agências de Água.

A Lei nº 9.433/1997 trata também das infrações e penalidades relacionadas aos recursos hídricos, incluindo valores de multas, embargos e outras medidas administrativas aplicáveis.

Uma vez que a Política Nacional de Recursos Hídricos definiu como um de seus instrumentos o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes, coube ao CONAMA o estabelecimento de resoluções específicas sobre o tema.

3.5 Política Nacional de Resíduos Sólidos

A qualidade ambiental está intimamente associada à gestão dos resíduos sólidos, ou seja, à quantidade de resíduos gerados e os processos envolvidos em sua destinação, seja ela a reciclagem ou destinação final.

Neste sentido, foi criada a Lei nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a qual tem como princípios (art. 6º): a prevenção e precaução; o poluidor-pagador e o protetor-recebedor, ou seja, a obrigação de arcar com os custos da reparação de danos ao meio ambiente por parte do responsável pelo dano, independente de culpa (dolo), bem como a possibilidade de fornecer incentivos à aqueles que protegem ou recuperam o meio ambiente; a visão sistêmica na gestão dos resíduos sólidos, que considere as variáveis ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública; o desenvolvimento sustentável; a ecoeficiência, mediante a compatibilização entre o fornecimento, a preços competitivos, de bens e serviços qualificados que satisfaçam as necessidades humanas e tragam qualidade de vida e a redução do impacto ambiental e do consumo de recursos naturais a um nível, no mínimo, equivalente à capacidade de sustentação estimada do planeta, ou seja, de acordo com o conceito de sustentabilidade; cooperação entre as diferentes esferas do poder público, o setor empresarial e demais segmentos da sociedade; a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, o que envolve fabricantes, transportadores, comerciantes, consumidor e responsáveis pelos serviços públicos de limpeza, coleta e destinação de

resíduos; o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania; o respeito às diversidades locais e regionais; o direito da sociedade à informação e ao controle social; a razoabilidade e a proporcionalidade.

Esta política objetiva (art. 7º) significativas transformações na forma como se dá a gestão de resíduos no país, desde sua geração, o que envolve padrões de produção e consumo, bem como de seus resultados. São estabelecidos objetivos como a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos; a universalização da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos; estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo; a adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas; a redução do volume e periculosidade dos resíduos perigosos; o incentivo à indústria da reciclagem; a articulação entre as diferentes esferas do poder público e setor empresarial para a gestão integrada de resíduos sólidos, dentre outros.

Para que estes objetivos sejam alcançados, a lei estabelece ainda uma série de instrumentos, como os planos, inventários e o sistema declaratório anual de resíduos sólidos; a coleta seletiva; os sistemas de logística reversa e outras ferramentas relacionadas à implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos; incentivo à criação e ao desenvolvimento de cooperativas, ou outras formas de associação, de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis; o monitoramento e a fiscalização ambiental, sanitária e agropecuária; a cooperação técnica e financeira para o desenvolvimento de pesquisas de novos produtos, métodos, processos e tecnologias de gestão, reciclagem, reutilização, tratamento de resíduos e disposição final adequada de rejeitos; a educação ambiental; os incentivos fiscais, financeiros e creditícios, o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR) e Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA); o Cadastro Nacional de Operadores de Resíduos Perigosos; Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais e o Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental; a avaliação de impactos ambientais e o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, dentre outros.

Estabelece também a classificação das diferentes tipologias de resíduos sólidos (resíduos sólidos urbanos, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos da

construção civil, resíduos de serviços de transportes, resíduos de mineração, resíduos perigosos etc.).

Em relação aos planos de resíduos sólidos, aborda especificamente cada um deles (Planos Nacional, Estadual e Municipais de Resíduos Sólidos e Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos), apresentando seu conteúdo específico, como objetivos, diagnósticos, metas, programas e projetos, responsabilidades, periodicidade de atualização etc.

Trata das responsabilidades dos geradores e poder público, com destaque à responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, abrangendo fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, os consumidores e os titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos. É neste capítulo que se estabelece a obrigatoriedade de implementação de sistemas de logística reversa pelos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de produtos como agrotóxicos (seus resíduos e embalagens), pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes (seus resíduos e embalagens), lâmpadas fluorescentes, produtos eletroeletrônicos e quaisquer outros produtos cuja embalagem, após o uso, constitua resíduo perigoso.

Os resíduos perigosos são tratados também em capítulo específico, no qual são estabelecidas responsabilidades às pessoas jurídicas que operam com resíduos perigosos, em qualquer fase do seu gerenciamento, em especial, quanto a obrigatoriedade de se cadastrar no Cadastro Nacional de Operadores de Resíduos Perigosos, bem como responsabilidades referentes ao plano de gerenciamento de resíduos perigosos.

A lei aborda ainda as formas de incentivo econômicos e financeiros voltadas às iniciativas relacionadas à adequada gestão dos resíduos sólidos, prevenção e redução da geração em processos produtivos, remediação de áreas contaminadas, estruturação de sistemas de coleta seletiva e de logística reversa etc.

Por fim, trata das práticas proibidas em relação ao descarte de resíduos sólidos, como seu lançamento em praias, no mar ou em quaisquer corpos hídricos, lançamento in natura a céu aberto e a queima a céu aberto ou em recipientes, instalações e equipamentos não licenciados para essa finalidade, bem como estabelece atividades proibidas em áreas de destinação final de resíduos e rejeitos, tais como a criação de animais domésticos e a fixação de habitações temporárias ou permanentes.

3.6 Crimes Ambientais

A Lei nº 9.605/98, regulamentada pelo decreto nº 6.514/2008, chamada Lei de Crimes Ambientais, estabelece as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.

De início, a lei já apresenta avanços quanto à possibilidade de responsabilização daqueles que incorrem em crimes contra o meio ambiente, uma vez que define que incide nas penas cominadas aos crimes previstos na lei, na medida de sua culpabilidade, não somente àquele que pratica crime nela previsto, como também diretores, administradores, membros de conselhos e de órgãos técnicos, auditores, gerentes, preposto ou mandatários de pessoa jurídica que, sabendo da conduta criminosa, deixem de impedir sua prática quando podiam agir para evitá-la. Além disso, define também a responsabilidade administrativa, civil e penal das pessoas jurídicas nos casos em que a infração for cometida por decisão de seu representante legal ou contratual, ou de seu órgão colegiado, no interesse ou benefício da sua entidade, sendo que esta responsabilização não exclui a das pessoas físicas, autoras, coautoras ou partícipes do mesmo fato.

A lei trata da aplicação das penas restritivas de direito, como a prestação de serviços à comunidade, interdição temporária de direitos, suspensão parcial ou total de atividades, prestação pecuniária e recolhimento domiciliar. Estabelece as circunstâncias atenuantes, como o baixo grau de instrução ou escolaridade do agente, arrependimento do infrator, manifestado pela espontânea reparação do dano, ou limitação significativa da degradação ambiental causada, comunicação prévia pelo agente do perigo iminente de degradação ambiental e a colaboração com os agentes encarregados da vigilância e do controle ambiental. Da mesma forma, define agravantes, como a reincidência nos crimes de natureza ambiental ou se o agente comete a infração: afetando ou expondo a perigo, de maneira grave, a saúde pública ou o meio ambiente; atingindo áreas de Unidades de Conservação; em período de defeso à fauna; com o emprego de métodos cruéis para abate ou captura de animais; atingindo espécies ameaçadas, listadas em relatórios oficiais das autoridades competentes; dentre outras.

No caso de pessoa jurídica, as penas restritivas de direitos são a suspensão parcial ou total de atividades, interdição temporária de estabelecimento, obra ou atividade e a

proibição de contratar com o Poder Público, bem como dele obter subsídios, subvenções ou doações.

A lei estabelece os procedimentos referentes às apreensões de produtos e instrumentos de infrações, especificando o que deve ser feito em caso de apreensão de animais, produtos perecíveis ou madeiras, produtos da fauna não perecíveis, além dos instrumentos utilizados na prática de infrações, como a doação, destruição e a descaracterização, além de tratar também da ação e processo penal.

Tipifica e estabelece penas (detenção, reclusão e multa) para os crimes contra a fauna, como matar, perseguir, caçar, apanhar, utilizar espécimes da fauna silvestre, nativos ou em rota migratória, sem a devida permissão, licença ou autorização da autoridade competente; quem modifica, danifica ou destrói ninho, abrigo ou criadouro natural; quem praticar ato de abuso, maus-tratos, fere ou mutila animais silvestres, domésticos ou domesticados, nativos ou exóticos; pescar em período no qual a pesca seja proibida ou em lugares interditados por órgão competente, dentre outras. Da mesma forma, em relação aos crimes contra a flora, como destruir ou danificar floresta considerada de preservação permanente, mesmo que em formação, ou utilizá-la com infringência das normas de proteção; cortar árvores em floresta considerada de preservação permanente, sem permissão da autoridade competente; causar dano direto ou indireto às Unidades de Conservação; desmatar, explorar economicamente ou degradar floresta, plantada ou nativa, em terras de domínio público ou devolutas, sem autorização do órgão competente, dentre outros.

Além da fauna e flora, define também da poluição e outros tipos de crimes ambientais, como causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora; executar pesquisa, lavra ou extração de recursos minerais sem a competente autorização, permissão, concessão ou licença, ou em desacordo com a obtida; produzir, processar, embalar, importar, exportar, comercializar, fornecer, transportar, armazenar, guardar, ter em depósito ou usar produto ou substância tóxica, perigosa ou nociva à saúde humana ou ao meio ambiente, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou nos seus regulamentos, dentre outras.

Trata ainda dos crimes contra o Ordenamento Urbano e o Patrimônio Cultural, tais como destruir, inutilizar ou deteriorar bem especialmente protegido por lei, ato administrativo ou decisão judicial, tais como como arquivo, registro, museu, biblioteca, pinacoteca, instalação científica ou similar; pichar ou por outro meio conspurcar

edificação ou monumento urbano, promover construção em solo não edificável, ou no seu entorno, assim considerado em razão de seu valor paisagístico, ecológico, artístico, turístico, histórico, cultural, religioso, arqueológico, etnográfico ou monumental, sem autorização da autoridade competente ou em desacordo com a concedida, etc.

Especifica também os crimes contra a Administração Ambiental, que são aqueles relacionados, por exemplo, à prestação de informações falsas ou enganosas ao funcionário público em processo de licenciamento ambiental; dificultar as ações de fiscalização ambiental pelo Poder Público; elaborar ou apresentar estudos, laudos e relatórios ambientais falsos e enganosos no licenciamento ou qualquer outro procedimento administrativo; além de tratar também das infrações administrativas, definidas como toda ação ou omissão que viole as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente.

Por fim, a lei trata da celebração, pelos órgãos ambientais integrantes do SISNAMA, dos termos de compromisso com pessoas físicas ou jurídicas responsáveis pela construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, considerados efetiva ou potencialmente poluidores, para que possam promover as necessárias correções de suas atividades, para o atendimento das exigências impostas pelas autoridades ambientais competentes.

3.7 Resoluções CONAMA

Abaixo são listadas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente que normatizam temas referentes às legislações acima. Cabe destacar que não são listadas a totalidade das resoluções e, portanto, recomenda-se a constante consulta à base de dados do CONAMA.

3.7.1 Licenciamento Ambiental e EIA/RIMA

CONAMA nº 001/86 – Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental.

CONAMA nº 011/86 – Dispõe sobre alterações na Resolução nº 001/86.

CONAMA nº 006/87 – Dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras do setor de geração de energia elétrica.

CONAMA nº 005/88 – Dispõe sobre o licenciamento de obras de saneamento básico.

CONAMA nº 023/94 – Institui procedimentos específicos para o licenciamento de atividades relacionadas à exploração e lavra de jazidas de combustíveis líquidos e gás natural.

CONAMA nº 010/96 – Regulamenta o licenciamento ambiental em praias onde ocorre a desova de tartarugas marinhas.

CONAMA nº 237/97 – Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente.

CONAMA nº 264/99 – Licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de coprocessamento de resíduos.

CONAMA nº 279/01 – Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental simplificado de empreendimentos elétricos com pequeno potencial de impacto ambiental.

CONAMA nº 284/01 – Dispõe sobre o licenciamento de empreendimentos de irrigação.

CONAMA nº 286/01 – Dispõe sobre o licenciamento ambiental de empreendimentos nas regiões endêmicas de malária.

CONAMA nº 305/02 – Dispõe sobre Licenciamento Ambiental, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto no Meio Ambiente de atividades e empreendimentos com Organismos Geneticamente Modificados e seus derivados.

CONAMA nº 312/02 – Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira.

CONAMA nº 335/03 – Dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios.

CONAMA nº 350/04 – Dispõe sobre o licenciamento ambiental específico das atividades de aquisição de dados sísmicos marítimos e em zonas de transição.

CONAMA nº 368/06 – Altera dispositivos da Resolução nº 335, de 3 de abril de 2003, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios.

CONAMA nº 377/06 – Dispõe sobre licenciamento ambiental simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário.

CONAMA nº 385/06 – Estabelece procedimentos a serem adotados para o licenciamento ambiental de agroindústrias de pequeno porte e baixo potencial de impacto ambiental.

CONAMA nº 404/08 – Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos.

CONAMA nº 412/09 – Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à construção de habitações de Interesse Social.

CONAMA nº 428/10 – Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências.

CONAMA nº 458/13 – Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental em assentamento de reforma agrária, e dá outras providências.

CONAMA nº 459/13 – Altera a Resolução no 413, de 26 de junho de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, que dispõe sobre o licenciamento ambiental da aquicultura, e dá outras providências.

CONAMA nº 462/14 – Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fonte eólica em superfície terrestre, altera o art. 1º da Resolução CONAMA n.º 279, de 27 de julho de 2001, e dá outras providências.

CONAMA nº 465/14 – Dispõe sobre os requisitos e critérios técnicos mínimos necessários para o licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos.

CONAMA nº 473/15 – Prorroga os prazos previstos no §2º do art. 1º e inciso III do art. 5º da Resolução nº 428, de 17 de dezembro de 2010, que dispõe no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências.

CONAMA nº 479/17 – Dispõe sobre o licenciamento ambiental de empreendimentos ferroviários de baixo potencial de impacto ambiental e a regularização dos empreendimentos em operação.

3.7.2 Área de Preservação Permanente

CONAMA nº 302/02 – Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno.

CONAMA nº 303/02 – Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.

CONAMA nº 369/06 – Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP.

CONAMA nº 425/10 – Dispõe sobre critérios para a caracterização de atividades e empreendimentos agropecuários sustentáveis do agricultor familiar, empreendedor rural familiar, e dos povos e comunidades tradicionais como de interesse social para fins de produção, intervenção e recuperação de Áreas de Preservação Permanente e outras de uso limitado.

CONAMA nº 429/11 – Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs.

3.7.3 Vegetação

CONAMA nº 001/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa em São Paulo.

CONAMA nº 002/94 – Define formações vegetais primárias e estágios sucessionais de vegetação secundária, com finalidade de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Paraná.

CONAMA nº 004/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais em Santa Catarina.

CONAMA nº 005/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais na Bahia.

CONAMA nº 006/94 – Estabelece definições e parâmetros mensuráveis para análise de sucessão ecológica da Mata Atlântica no Rio de Janeiro.

CONAMA nº 012/94 – Aprova o Glossário de Termos Técnicos elaborado pela Câmara Técnica Temporária para Assuntos de Mata Atlântica.

CONAMA nº 025/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Ceará.

CONAMA nº 026/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Piauí.

CONAMA nº 028/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração de recursos florestais no Alagoas.

CONAMA nº 030/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Mato Grosso do Sul.

CONAMA nº 031/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Pernambuco.

CONAMA nº 032/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Rio Grande do Norte.

CONAMA nº 034/94 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Sergipe.

CONAMA nº 249/99 – Diretrizes para a Política de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Mata Atlântica.

CONAMA nº 261/99 – Aprova parâmetro básico para análise dos estágios sucessivos de vegetação de restinga para o Estado de Santa Catarina.

CONAMA nº 388/07 – Dispõe sobre a convalidação das resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica para fins do disposto no art. 4º § 1º da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.

CONAMA nº 391/07 – Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica no estado da Paraíba.

CONAMA nº 392/07 – Definição de vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no estado de Minas Gerais.

CONAMA nº 417/09 – Dispõe sobre parâmetros básicos para definição de vegetação primária e dos estágios sucessionais secundários da vegetação de Restinga na Mata Atlântica e dá outras providências.

CONAMA nº 423/010 – Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica.

CONAMA nº 453/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Rio de Janeiro, de acordo com a Resolução no 417/2009.

CONAMA nº 447/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Paraná, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 446/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Rio Grande do Norte, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 445/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Piauí, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 444/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado de Alagoas, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 443/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado de Sergipe, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 442/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Ceará, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 441/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Rio Grande do Sul, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 440/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado de Pernambuco, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 439/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado da Paraíba, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 438/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Espírito Santo, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 437/12 – Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado da Bahia, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009.

CONAMA nº 317/02 – Regulamentação da Resolução nº 278, de 24 de maio de 2001, que dispõe sobre o corte e exploração de espécies ameaçadas de extinção da flora da Mata Atlântica.

3.7.4 Fauna

CONAMA nº 009/96 – Estabelece corredor de vegetação como área de trânsito a fauna.

CONAMA nº 466/15 – Estabelece diretrizes e procedimentos para elaboração e autorização do Plano de Manejo de Fauna em Aeródromos e dá outras providências.

CONAMA nº 487/18 – Definir os padrões de marcação de animais da fauna silvestre, suas partes ou produtos, em razão de uso e manejo em cativeiro de qualquer tipo.

CONAMA nº 489/18 - Define as categorias de atividades ou empreendimentos e estabelece critérios gerais para a autorização de uso e manejo, em cativeiro, da fauna silvestre e da fauna exótica.

3.7.5 Recursos Hídricos

CONAMA nº 357/05 – Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONAMA nº 397/08 – Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA no 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

CONAMA nº 396/08 – Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.

CONAMA nº 410/09 – Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no Art. 3o da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008.

CONAMA nº 430/11 – Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.

3.7.6 Resíduos Sólidos

CONAMA nº 006/91 – Dispõe sobre a incineração de resíduos sólidos provenientes de estabelecimentos de saúde, portos e aeroportos.

CONAMA nº 005/93 – Dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos gerados nos portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários.

CONAMA nº 288/97 – Dispõe sobre a importação de desperdícios e resíduos de acumuladores elétricos de chumbo.

CONAMA nº 275/01 – Estabelece código de cores para diferentes tipos de resíduos na coleta seletiva.

CONAMA nº 307/02 – Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil.

CONAMA nº 313/02 – Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais.

CONAMA nº 316/02 – Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos.

CONAMA nº 348/04 – Altera a Resolução CONAMA no 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigosos.

CONAMA nº 358/05 – Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências.

CONAMA nº 431/11 – Altera o art. 3º da Resolução no 307, de 5 de julho de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, estabelecendo nova classificação para o gesso.

CONAMA nº 452/12 – Dispõe sobre os procedimentos de controle da importação de resíduos, conforme as normas adotadas pela Convenção da Basileia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito.

CONAMA nº 465/14 – Dispõe sobre os requisitos e critérios técnicos mínimos necessários para o licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos

CONAMA nº 469/15 – Altera a Resolução CONAMA no 307, de 05 de julho de 2002, que estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil.

CONAMA nº 481/17 – Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A atuação na área ambiental ou em qualquer área que envolva o componente ambiental nos impõe a necessidade de conhecimento, em diferentes níveis de aprofundamento, da legislação que disciplina e rege determinado tema.

Além do auxílio que o presente capítulo pretende ofertar quanto à legislação federal, é importante ressaltar a necessidade de se aprofundar na pesquisa das diversas normas, o que inclui normas hierarquicamente inferiores, mas também as normas estaduais e municipais. O conhecimento destas normas torna-se ainda mais importante se considerarmos que, além de terem que estar de acordo com as federais, podem ser mais restritivas, sob o ponto de vista da proteção ambiental.

Além disso, faz-se necessária a busca constante por atualização, uma vez que a legislação está em constante mudança, sendo que, do ponto de vista da proteção ao meio ambiente, determinada conduta vista como tolerável ou permitida pode, por diversas razões, passar a ser proibida, ou em certa medida, restringida por uma alteração da legislação vigente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ATTANASIO JR., M. R. (2015). Direito ambiental interdisciplinar: para estudantes e profissionais das áreas de ciência e tecnologia. Campinas, SP: Millennium Editora.
- BRASIL. (1981). Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 02 set. 1981.
- BRASIL. (1986). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 001 de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 fev. 1986.
- BRASIL. (1986). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 011 de 1986. Dispõe sobre alterações na Resolução nº 001/86. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 mai. 1986.
- BRASIL. (1987). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 006 de 1987. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras do setor de geração de energia elétrica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 22 out. 1987.
- BRASIL. (1988). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 005 de 1988. Dispõe sobre o licenciamento de obras de saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 nov. 1988.
- BRASIL. (1988) Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 292 p.
- BRASIL. (1990). Decreto nº 99.274, de 06 de junho de 1990. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 jun. 1990.
- BRASIL. (1991). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 006 de 1991. Dispõe sobre a incineração de resíduos sólidos provenientes de estabelecimentos de saúde, portos e aeroportos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 out. 1991.

- BRASIL. (1993). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 005 de 1993. Dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos gerados nos portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 31 ago. 1993.
- BRASIL. (1993). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 016 de 1993. Ratifica os limites de emissão, os prazos e demais exigências contidas na Resolução CONAMA n° 018/86, que institui o Programa Nacional de Controle da Poluição por Veículos Automotores - PROCONVE, complementada pelas Resoluções CONAMA n° 03/89, n° 004/89, n° 06/93, n° 07/93, n° 008/93 e pela Portaria IBAMA n° 1.937/90; torna obrigatório o licenciamento ambiental junto ao IBAMA para as especificações, fabricação, comercialização e distribuição de novos combustíveis e sua formulação final para uso em todo o país.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 001 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa em São Paulo. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 fev. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 002 de 1994. Define formações vegetais primárias e estágios sucessionais de vegetação secundária, com finalidade de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Paraná. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 mar. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 004 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais em Santa Catarina. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 jun. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 005 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais na Bahia. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 04 mai. 1994.

- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 006 de 1994. Estabelece definições e parâmetros mensuráveis para análise de sucessão ecológica da Mata Atlântica no Rio de Janeiro. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 mai. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 012 de 1994. Estabelece definições e parâmetros mensuráveis para análise de sucessão ecológica da Mata Atlântica no Rio de Janeiro. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 05 ago. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 023 de 1994. Institui procedimentos específicos para o licenciamento de atividades relacionadas à exploração e lavra de jazidas de combustíveis líquidos e gás natural. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 025 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Ceará. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 026 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Piauí. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 028 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração de recursos florestais no Alagoas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.
- BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 030 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades

florestais no Mato Grosso do Sul. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.

BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 031 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Pernambuco. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.

BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 032 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Rio Grande do Norte. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.

BRASIL. (1994). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 034 de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no Sergipe. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 1994.

BRASIL. (1996). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 009 de 1996. Estabelece corredor de vegetação como área de trânsito a fauna. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 nov. 1996.

BRASIL. (1996). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 010 de 1996. Regulamenta o licenciamento ambiental em praias onde ocorre a desova de tartarugas marinhas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 nov. 1996.

BRASIL. (1997). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 228 de 1997. Dispõe sobre a importação de desperdícios e resíduos de acumuladores elétricos de chumbo. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 25 ago. 1997.

BRASIL. (1997). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 237 de 1997. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 22 dez. 1997.



- BRASIL. (1997). Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1977. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 09 jan. 1997.
- BRASIL. (1998). Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 fev. 1998.
- BRASIL. (1999). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 249 de 1999. Diretrizes para a Política de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Mata Atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 01 fev. 1999.
- BRASIL. (1999). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 261 de 1999. Aprova parâmetro básico para análise dos estágios sucessivos de vegetação de restinga para o Estado de Santa Catarina. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 ago. 1999.
- BRASIL. (2000). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000.
- BRASIL. (2000). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 264 de 1999. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 20 mar. 2000.
- BRASIL. (2001). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 275 de 2001. Estabelece código de cores para diferentes tipos de resíduos na coleta seletiva. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jun. 2001.
- BRASIL. (2001). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 279 de 2001. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental simplificado de empreendimentos elétricos com pequeno potencial de impacto ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 29 jun. 2001.

- BRASIL. (2001). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 284 de 2001. Dispõe sobre o licenciamento de empreendimentos de irrigação. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 01 out. 2001.
- BRASIL. (2001). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 286 de 2001. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de empreendimentos nas regiões endêmicas de malária. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 dez. 2001.
- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 302 de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 mai. 2002.
- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 303 de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 mai. 2002.
- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 305 de 2002. Dispõe sobre Licenciamento Ambiental, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto no Meio Ambiente de atividades e empreendimentos com Organismos Geneticamente Modificados e seus derivados. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 04 jul. 2002.
- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 307 de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 jul. 2002.
- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 312 de 2002. Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 out. 2002.
- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 313 de 2002. Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 22 nov. 2002.

- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 316 de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 20 nov. 2002.
- BRASIL. (2002). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 317 de 2002. Regulamentação da Resolução N° 278, de 24 de maio de 2001, que dispõe sobre o corte e exploração de espécies ameaçadas de extinção da flora da Mata Atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 dez. 2002.
- BRASIL. (2003). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 335 de 2003. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 mai. 2003.
- BRASIL. (2004). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 348 de 2004. Altera a Resolução CONAMA no 307, de 5 de julho de 2002, incluindo o amianto na classe de resíduos perigosos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 ago. 2004.
- BRASIL. (2004). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 350 de 2004. Dispõe sobre o licenciamento ambiental específico das atividades de aquisição de dados sísmicos marítimos e em zonas de transição. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 20 ago. 2004.
- BRASIL. (2005). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 357 de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.
- BRASIL. (2005). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 358 de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 04 mai. 2005.
- BRASIL. (2006). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 368 de 2006. Altera dispositivos

- da Resolução N° 335, de 3 de abril de 2003, que dispõe sobre o licenciamento ambiental de cemitérios. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 29 mar. 2006.
- BRASIL. (2006). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 369 de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 29 mar. 2006.
- BRASIL. (2006). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 377 de 2006. Dispõe sobre licenciamento ambiental simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 10 out. 2006.
- BRASIL. (2006). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 385 de 2006. Estabelece procedimentos a serem adotados para o licenciamento ambiental de agroindústrias de pequeno porte e baixo potencial de impacto ambiental. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 29 dez. 2006.
- BRASIL. (2006). Lei n° 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 dez. 2006.
- BRASIL. (2007). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 388 de 2007. Dispõe sobre a convalidação das Resoluções que definem a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica para fins do disposto no art. 4o § 1o da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 fev. 2007.
- BRASIL. (2007). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 391 de 2007. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica no Estado da Paraíba. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 jun. 2007.
- BRASIL. (2007). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 392 de 2007. Define vegetação primária e secundária de regeneração de Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 jun. 2007.

- BRASIL. (2008). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 396 de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 abr. 2008.
- BRASIL. (2008). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 397 de 2008. Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA no 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 abr. 2008.
- BRASIL. (2008). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 404 de 2008. Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 12 dez. 2008.
- BRASIL. (2008). Decreto n° 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 julho. 2008.
- BRASIL. (2009). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 410 de 2009. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, e no Art. 3° da Resolução n° 397, de 3 de abril de 2008. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 05 mai. 2009.
- BRASIL. (2009). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 412 de 2009. Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à construção de habitações de Interesse Social. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 14 mai. 2009.
- BRASIL. (2009). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 417 de 2009. Dispõe sobre parâmetros básicos para definição de vegetação primária e dos estágios sucessionais secundários da vegetação de Restinga na Mata Atlântica e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 nov. 2009.

- BRASIL. (2010). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 423 de 2010. Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 abr. 2010.
- BRASIL. (2010). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 425 de 2010. Dispõe sobre critérios para a caracterização de atividades e empreendimentos agropecuários sustentáveis do agricultor familiar, empreendedor rural familiar, e dos povos e comunidades tradicionais como de interesse social para fins de produção, intervenção e recuperação de Áreas de Preservação Permanente e outras de uso limitado. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 27 mai. 2010.
- BRASIL. (2010). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 428 de 2010. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 20 dez. 2010.
- BRASIL. (2010). Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 dez. 2010.
- BRASIL. (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 ago. 2010.
- BRASIL. (2011). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 429 de 2011 Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente - APPs. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 mar. 2011.
- BRASIL. (2011). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 430 de 2011. Dispõe sobre

condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 mai. 2011.

BRASIL. (2011). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 431 de 2011. Altera o art. 3o da Resolução no 307, de 5 de julho de 2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, estabelecendo nova classificação para o gesso. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 25 mai. 2011.

BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 447 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Paraná, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.

BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 437 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado da Bahia, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.

BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 438 de 2012. "Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Espírito Santo, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.

BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 439 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado da Paraíba, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.

BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 440 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado de Pernambuco, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.

- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 441, de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Rio Grande do Sul, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.
- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 442 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Ceará, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.
- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 443 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado de Sergipe, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.
- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 444 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado de Alagoas, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.
- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 445 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Piauí, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.
- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 446 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Rio Grande do Norte, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.
- BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 447 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o

Estado do Paraná, de acordo com a Resolução no 417, de 23 de novembro de 2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 jan. 2012.

BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 452 de 2012. Dispõe sobre os procedimentos de controle da importação de resíduos, conforme as normas adotadas pela Convenção da Basiléia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 04 jul. 2012.

BRASIL. (2012). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 453 de 2012. Aprova a lista de espécies indicadoras dos estágios sucessionais de vegetação de restinga para o Estado do Rio de Janeiro, de acordo com a Resolução no 417/2009. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 out. 2012.

BRASIL. (2013). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 458 de 2013. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental em assentamento de reforma agrária, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 jul. 2013.

BRASIL. (2012). Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 out. 2012.

BRASIL. (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 mai. 2012.

BRASIL. (2012). Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973,

e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 out. 2012.

- BRASIL. (2013). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 459 de 2013. Altera a Resolução no 413, de 26 de junho de 2009, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, que dispõe sobre o licenciamento ambiental da aquicultura, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 out. 2013.
- BRASIL. (2014). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 462 de 2014. Estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de geração de energia elétrica a partir de fonte eólica em superfície terrestre, altera o art. 1º da Resolução CONAMA nº 279, de 27 de julho de 2001, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 25 jul. 2014.
- BRASIL. (2014). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 465 de 2014. Dispõe sobre os requisitos e critérios técnicos mínimos necessários para o licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 08 dez. 2014.
- BRASIL. (2015). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 466 de 2015. Estabelece diretrizes e procedimentos para elaboração e autorização do Plano de Manejo de Fauna em Aeródromos e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 06 fev. 2015.
- BRASIL. (2015). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 469 de 2015. Altera a Resolução CONAMA no 307, de 05 de julho de 2002, que estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 jul. 2015.
- BRASIL. (2015). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 473 de 2015. Prorroga os prazos previstos no §2º do art. 1º e inciso III do art. 5º da Resolução nº 428, de 17 de dezembro de 2010, que dispõe no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação

(UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 14 dez. 2015.

BRASIL. (2017). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 479 de 2017. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de empreendimentos ferroviários de baixo potencial de impacto ambiental e a regularização dos empreendimentos em operação. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 27 abr. 2017.

BRASIL. (2017). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 481 de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 04 out. 2017.

BRASIL. (2018). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 487 de 2018. Definir os padrões de marcação de animais da fauna silvestre, suas partes ou produtos, em razão de uso e manejo em cativeiro de qualquer tipo. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 mai. 2018.

BRASIL. (2018). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 489 de 2018- Define as categorias de atividades ou empreendimentos e estabelece critérios gerais para a autorização de uso e manejo, em cativeiro, da fauna silvestre e da fauna exótica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 29 out. 2018.

MEDAUAR, O. (2014). Coletânea de Legislação Ambiental, Constituição Federal. Org. Odete Medauar. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais.