

Coleção UAB-UFSCar

Tecnologia Sucoalcooleira

Marcela Bianchessi da Cunha-Santino

Irineu Bianchini Júnior

Ciências do Ambiente

conceitos básicos em ecologia e poluição



Ciências do Ambiente

conceitos básicos em ecologia e poluição



**Reitor**

Targino de Araújo Filho

Vice-Reitor

Pedro Manoel Galetti Junior

Pró-Reitora de Graduação

Emília Freitas de Lima

**Secretária de Educação a Distância - SEaD**

Aline Maria de Medeiros Rodrigues Reali

Coordenação UAB-UFSCar

Claudia Raimundo Reyes

Daniel Mill

Denise Abreu-e-Lima

Joice Otsuka

Marcia Rozenfeld G. de Oliveira

Sandra Abib

**Coordenador do Curso de
Tecnologia Sucroalcooleira**

Miguel Antonio Bueno da Costa

UAB-UFSCar

Universidade Federal de São Carlos

Rodovia Washington Luís, km 235

13565-905 - São Carlos, SP, Brasil

Telefax (16) 3351-8420

www.uab.ufscar.br

uab@ufscar.br



EdUFSCar

Conselho Editorial

José Eduardo dos Santos

José Renato Coury

Nivaldo Nale

Paulo Reali Nunes

Oswaldo Mário Serra Truzzi (Presidente)

Secretária Executiva

Fernanda do Nascimento

EdUFSCar

Universidade Federal de São Carlos

Rodovia Washington Luís, km 235

13565-905 - São Carlos, SP, Brasil

Telefax (16) 3351-8137

www.editora.ufscar.br

edufscar@ufscar.br

Marcela Bianchessi da Cunha-Santino
Irineu Bianchini Júnior

Ciências do Ambiente

conceitos básicos em ecologia e poluição

São Carlos



EdUFSCar

2010

© 2010, Marcela Bianchessi da Cunha-Santino e Irineu Bianchini Júnior

Concepção Pedagógica

Daniel Mill

Supervisão

Douglas Henrique Perez Pino

Equipe de Revisão Linguística

Ana Luiza Menezes Baldin
Clarissa Neves Conti
Daniela Silva Guanais Costa
Francimeire Leme Coelho
Jorge Ialanji Filholini
Letícia Moreira Clares
Luciana Rugoni Sousa
Paula Sayuri Yanagiwara
Sara Naime Vidal Vital

Equipe de Editoração Eletrônica

Christhiano Henrique Menezes de Ávila Peres
Izis Cavalcanti
Rodrigo Rosalis da Silva

Equipe de Ilustração

Jorge Luís Alves de Oliveira
Lígia Borba Cerqueira de Oliveira
Priscila Martins de Alexandre

Capa e Projeto Gráfico

Luís Gustavo Sousa Sguissardi

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária da UFSCar

C972c	Cunha-Santino, Marcela Bianchessi da. Ciências do Ambiente : conceitos básicos em ecologia e poluição / Marcela Bianchessi da Cunha-Santino, Irineu Bianchini Júnior. -- São Carlos : EdUFSCar, 2010. 179 p. -- (Coleção UAB-UFSCar).
	ISBN – 978-85-7600-202-4
	1. Ecologia. 2. Ecossistemas. 3. Agroecossistemas. 4. Ciclos biogeoquímicos. 5. Poluição. 6. Agroindústria. I. Título.
	CDD – 574.5 (20 ^a) CDU – 577.4

Todos os direitos reservados. Nenhuma parte desta obra pode ser reproduzida ou transmitida por qualquer forma e/ou quaisquer meios (eletrônicos ou mecânicos, incluindo fotocópia e gravação) ou arquivada em qualquer sistema de banco de dados sem permissão escrita do titular do direito autoral.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	11
---------------------------	----

UNIDADE 1: Ecologia: uma ciência complexa

1.1 Primeiras palavras	15
1.2 Problematizando o tema	15
1.3 A Ecologia	15
1.4 Breve histórico da Ecologia	15
1.5 A multidisciplinaridade na Ecologia	17
1.6 Os diferentes compartimentos	18
1.7 O ecossistema	19
1.8 As biocenoses e as cadeias alimentares	20

UNIDADE 2: Interações ecológicas e fisionomia dos ecossistemas

2.1 Primeiras palavras	27
2.2 Problematizando o tema	27
2.3 Ação, reação e coação	27
2.3.1 Relações entre os organismos (coação)	28
2.4 Biomas	30

UNIDADE 3: Funcionamento dos ecossistemas

3.1	Primeiras palavras	37
3.2	Problematizando o tema	37
3.3	Como os ecossistemas funcionam?	37
3.3.1	Fator limitante	37
3.3.2	Limites de tolerância	38
3.3.3	A dinâmica cibernética dos ecossistemas	38
3.4	Ecossistemas artificiais: agroecossistemas e cidades	40
3.5	População e densidade populacional	41
3.6	Metabolismo dos ecossistemas	44
3.6.1	Produção primária	44
3.6.2	Decomposição	46

UNIDADE 4: Fluxo de energia e ciclos biogeoquímicos

4.1	Primeiras palavras	57
4.2	Problematizando o tema	57
4.3	Fluxo de energia nos ecossistemas	57
4.4	Introdução aos ciclos biogeoquímicos	61
4.5	Os ciclos biogeoquímicos	63
4.5.1	O ciclo hidrológico	63
4.5.2	Ciclo do oxigênio	64
4.5.3	Ciclo do carbono	65
4.5.4	Ciclo do nitrogênio	66

4.5.5	Ciclo do fósforo.....	69
4.5.6	Ciclo do enxofre	71

UNIDADE 5: Problemas ambientais atuais

5.1	Primeiras palavras.....	77
5.2	Problematizando o tema.....	77
5.3	Os principais problemas ambientais na atualidade	77
5.4	Conceitos sobre poluição e contaminação.....	82
5.5	Bioacumulação e biomagnificação.....	86

UNIDADE 6: Poluição e monitoramento do ar e do solo

6.1	Primeiras palavras.....	89
6.2	Problematizando o tema.....	89
6.3	Caracterização da atmosfera.....	89
6.4	Breve histórico da poluição do ar.....	91
6.5	Poluição do ar e suas principais fontes	92
6.6	Os principais poluentes do ar	95
6.7	Escalas da poluição atmosférica.....	98
6.7.1	A camada de ozônio e sua importância.....	99
6.7.2	Chuva ácida.....	100
6.7.3	Efeito estufa	102
6.8	Monitoramento da qualidade do ar	103

6.9	Caracterização da litosfera e do solo	106
6.10	Solos brasileiros	112
6.11	Atividades antrópicas	112
6.11.1	Atividades agropecuárias	113
6.11.2	Atividade urbana	114

UNIDADE 7: Poluição e monitoramento da água

7.1	Primeiras palavras	119
7.2	Problematizando o tema	119
7.3	Caracterização da hidrosfera	119
7.4	Água como recurso	123
7.5	Impactos antrópicos nas águas oceânicas	126
7.6	Impactos antrópicos nas águas continentais (superficiais e subterrâneas)	128
7.7	Monitoramento das águas e as variáveis usualmente utilizadas	133
7.7.1	Aplicação de índices	141

UNIDADE 8: Impactos ambientais e atividades agrícolas

8.1	Primeiras palavras	149
8.2	Problematizando o tema	149
8.3	Problemas ambientais e agricultura	149

8.4	Relação de problemas ambientais derivados das atividades agrícolas.....	150
8.4.1	Irrigação	150
8.4.2	Desmatamento	151
8.4.3	Compactação.....	153
8.4.4	Queimadas	153
8.4.5	Fertilizantes.....	154
8.4.6	Agrotóxicos.....	156
8.5	O sistema agroindustrial da cana-de-açúcar: um estudo de caso	158
REFERÊNCIAS	163

APRESENTAÇÃO

Quando se refere às Ciências do Ambiente remete-se naturalmente para os estudos ecológicos. Esses estudos compreendem basicamente o funcionamento dos ecossistemas (aquáticos e terrestres), as dinâmicas dos fluxos de energia e a circulação dos elementos (*i.e.* ciclos biogeoquímicos). Tratam, ainda, da identificação das alterações provenientes da ação antrópica sobre os sistemas naturais, como, por exemplo, as atividades advindas da agroindústria. Nesse caso, em particular, os estudos têm por objetivo verificar as alterações advindas das atividades agrícolas e agroindustriais e as medidas corretivas (ou atenuadoras) dos impactos ambientais decorrentes desses empreendimentos.

Dessa forma, o livro *Ciências do Ambiente: Conceitos Básicos em Ecologia e Poluição* encontra-se estruturado em oito unidades. Na Unidade 1 são apresentados os fundamentos básicos da Ecologia, ciência que estuda as relações recíprocas entre os organismos e os ambientes. Nessa unidade apresenta-se, ainda, um breve histórico do desenvolvimento dessa ciência. Na Unidade 2 incluem-se as diferentes relações (inter e intraespecíficas) dos organismos e a descrição dos principais biomas (*i.e.* ecossistemas caracterizados por tipos fisionômicos semelhantes de vegetação com diferentes tipos climáticos), também apresenta as características dos ecossistemas aquáticos e terrestres, levando em consideração suas estruturas e funcionamento. Discute, ainda, as propriedades dos agroecossistemas e dos sistemas urbanos. A Unidade 3 trata do funcionamento dos ecossistemas e das características dos ecossistemas artificiais (urbanos e agrícolas). Visa também discutir os efeitos dos fatores físicos e químicos sobre a produção primária e decomposição e identificar os efeitos de fatores abióticos no metabolismo dos operadores dos ecossistemas. Os fluxos de energia e os ciclos da água, do carbono, do nitrogênio, do fósforo e do enxofre são considerados na Unidade 4. A partir da Unidade 5 são apresentados os principais problemas ambientais atuais com ênfase na escassez e contaminação das águas, sobre-exploração de recursos naturais, introdução de espécies exóticas, alterações físicas do ambiente, poluição e mudanças climáticas. Na Unidade 6 são abordados aspectos relacionados com a poluição do ar e do solo. Na sequência, a Unidade 7 aborda a poluição da água e o monitoramento de ambientes aquáticos continentais e marinhos. A identificação das alterações ambientais provenientes das atividades agroindustriais e algumas medidas de controle da poluição dessas atividades são abordadas na Unidade 8.

UNIDADE 1

Ecologia: uma ciência complexa

1.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é apresentar um breve histórico da evolução da *Ecologia*. Visa também discutir a multidisciplinaridade dessa ciência, definir os compartimentos que compõem a biosfera e contextualizar, do ponto de vista sistêmico, a unidade de estudo denominada *ecossistema*. Ao final desta unidade o leitor deverá ser capaz de situar os domínios envolvidos com os problemas ambientais e identificar as unidades de operação dos sistemas naturais.

1.2 Problematizando o tema

Na identificação e resolução de problemas ambientais (de caráter antrópico ou não) há a necessidade do emprego de várias disciplinas. O princípio dos estudos ambientais prescinde da identificação e delimitação das unidades físicas dos ecossistemas. Para os profissionais que atuam nessa área é fundamental o dimensionamento dos ecossistemas para entender seu funcionamento e avaliar suas alterações em função das atividades antrópicas específicas.

1.3 A Ecologia

O termo Ecologia tem sua origem na palavra grega *oikos*, que significa “casa”, ou seja, o habitat, e *logos*, que exprime “estudo” (ODUM & BARRETT, 2007). A Ecologia refere-se, portanto, à Ciência que se dedica ao estudo das interações entre os seres vivos e o meio em que vivem, ou seja, o estudo científico das interações entre os organismos e o ambiente. Embora a palavra Ecologia só tenha sido cunhada em 1869 por Ernest Haeckel (SMITH & SMITH, 2009), é possível dizer que um dos seus pioneiros seja Thomas Robert Malthus, que em 1798 já discutia sobre o crescimento populacional em função dos meios de subsistência. Assim, a Ecologia é uma ciência bastante recente.

1.4 Breve histórico da Ecologia

Em geral, os estudos que envolveram os vegetais subsidiaram os primeiros estudos de cunho ecológico. Vários históricos sobre o desenvolvimento da Ecologia (FERRI, 1974; REMMERT, 1982; ODUM & BARRETT, 2007) apontam os seguintes pesquisadores como precursores de estudos ecológicos: (a) Antonie van Leeuwenhoek em ca. 1700 foi o pioneiro nos estudos das cadeias alimentares e a regulação das populações; (b) Richard Bradley entre 1714-1730 publicou seus estudos sobre a produtividade biológica; (c) Alexander von Humboldt

em 1805 e em 1817 tratou sobre a geografia e as distribuições das plantas em função das condicionantes atmosféricas; (d) Karl Möbius em 1877 introduziu o termo *biocenose* (comunidades bióticas que habitam um espaço definido ao mesmo tempo); (e) Charles Darwin que desenvolveu o estudo da formação da terra vegetal em 1881 e da origem das espécies em 1895; (f) Andreas Franz Wilhelm Schimper em 1898 discutiu a fitogeografia em base fisiológica; e (g) Johannes Eugenius Bülow Warming e Karl Otto Robert Peter Paul Graebner em 1918 desenvolveram o *Compêndio de Fitogeografia* com base ecológica. Em 1913 foi formada na Inglaterra a primeira Sociedade Científica de Ecologia (*British Ecological Society*) e em 1915 nos EUA foi fundada a *Ecological Society of America*. Após 1930 é quando se registra o maior desenvolvimento dessa ciência.

Divisões pretéritas da Ecologia propostas por Schröter em 1896 consideravam essa ciência com duas subdivisões: (a) *Autoecologia*, que trata de relações de uma espécie individual com o seu meio (e.g. descrições de limites de tolerâncias, preferências em relação a cada fator ecológico) e (b) *Sinecologia*, cujos estudos tratam das correlações recíprocas entre as espécies e as relações destas com o ambiente físico (FERRI, 1974; ACOT, 1990). Contudo, atualmente essas definições têm sido preteridas em função da dificuldade de aplicá-las diante da complexidade dos estudos. Nesse sentido, a Ecologia constitui uma ciência de análise e síntese do conhecimento, pois descreve e explica as distribuições dos diferentes seres vivos nos diferentes ambientes.

A Ecologia moderna apresenta dois enfoques: (a) Descritivo: consiste em inventários sobre os organismos (flora e fauna) e (b) Experimental: baseia-se em testar hipóteses considerando a abordagem experimental que pode ser realizada em laboratório ou no campo (PINTO-COELHO, 2000). A Ecologia atua em uma amplitude de escalas: temporais, espaciais e biológicas, sendo importante avaliar suas amplitudes e suas interações (TOWNSEND, BEGON & HARPER, 2006). Nesse sentido, os estudos em Ecologia, geralmente, são subdivididos em diferentes escalas: (a) *ecologia de espécies*, (b) *ecologia de populações*, (c) *ecologia de comunidades* e (d) *ecologia de ecossistemas*. De modo geral, a ecologia de espécies observa a forma como o ambiente pode afetar os indivíduos. A ecologia de populações enfoca o número de indivíduos e suas variações temporais, incluindo mudanças evolutivas dentro das populações. Do ponto de vista das comunidades, o enfoque é a diversidade e abundâncias relativas de diferentes tipos de organismos vivendo numa mesma área. O estudo dos ecossistemas trata do movimento de energia e de matéria no ambiente e das condicionantes desses processos (RICKLEFS, 2003).

1.5 A multidisciplinaridade na Ecologia

A Ecologia é considerada uma ciência multidisciplinar e inclui assuntos da Zoologia, Botânica, Microbiologia, Fisiologia, Genética, Evolução e Etologia (MARGALEF, 1977; KREBS, 2009). Para descrição dos meios a Ecologia utiliza-se de métodos e conceitos de outras disciplinas (DAJOZ, 1978): Física, Química, Geologia, Climatologia, Estatística e Matemática (Figura 1).

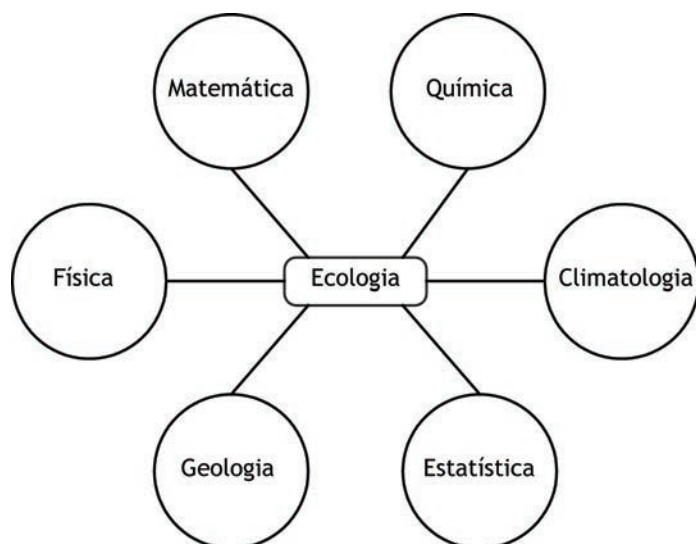


Figura 1 A Ecologia como ciência multidisciplinar.

Pelo exposto, verifica-se que a Ecologia é uma ciência complexa, pois demanda o conhecimento: (a) do ambiente físico, (b) do efeito da ação de cada fator ecológico (e as interações entre os fatores) com relação aos seres vivos, (c) da biologia (*i.e.* ciclos de vida e interações) dos seres vivos e (d) das informações das interações entre os seres vivos e o ambiente. Entre essas demandas, incluem-se os conhecimentos das intervenções antrópicas no ambiente, pois o Homem não é excluído dos estudos por ser uma espécie como outra qualquer. Nesse contexto, ressalta-se a habilidade de desenvolvimento de ferramentas que o Homem dispõe para a exploração dos recursos naturais. Dessa forma, a Ecologia se constitui numa ciência de interesse prático desde o início da intervenção humana sobre a natureza (ODUM & BARRETT, 2007), segundo Ramade (1979a), a interferência humana iniciou-se no Paleolítico com a descoberta do fogo. O homem primitivo necessitava conhecer o seu ambiente, *i.e.* o planeta Terra e seus compartimentos (solo, ar e água), uma vez que extraía do mesmo os recursos necessários para sua sobrevivência.

Devido à complexidade e multidisciplinaridade da Ecologia, considerar-se, por exemplo, os Estudos de Impactos Ambientais (EIA), que são gerados para a obtenção de licenças ambientais de vários empreendimentos, tem-se que esses

estudos são desenvolvidos, necessariamente, por equipes multidisciplinares que incluem, por exemplo: geólogos, engenheiros, biólogos, químicos, geógrafos, sociólogos e economistas.

1.6 Os diferentes compartimentos

Observando o planeta Terra pela perspectiva cósmica, os continentes representam a *litosfera* (compartimento terra) e as águas existentes na Terra formam a *hidrosfera* (compartimento água). Os polos da Terra e os cumes das suas montanhas mais altas apresentam uma cobertura de gelo e neve que é chamada de *criosfera* (i.e. derivação da hidrosfera). A massa de gás que envolve a Terra é a *atmosfera* (compartimento ar); esses compartimentos são apresentados na Figura 2. Por sua vez, a parte do planeta com capacidade de sustentar a vida é a *biosfera* (termo cunhado em 1929 pelo cientista russo Vladimir Ivanovich Vernadsky). A biosfera recobre parcialmente esses três outros compartimentos: a atmosfera, a hidrosfera e a litosfera, havendo uma interação entre eles, em que qualquer alteração nos componentes ou processos pode ocasionar um efeito em cadeia (MILLER, 2007). A biosfera refere-se à tênue camada superficial da Terra onde os organismos vivos são encontrados (ODUM & BARRETT, 2007).

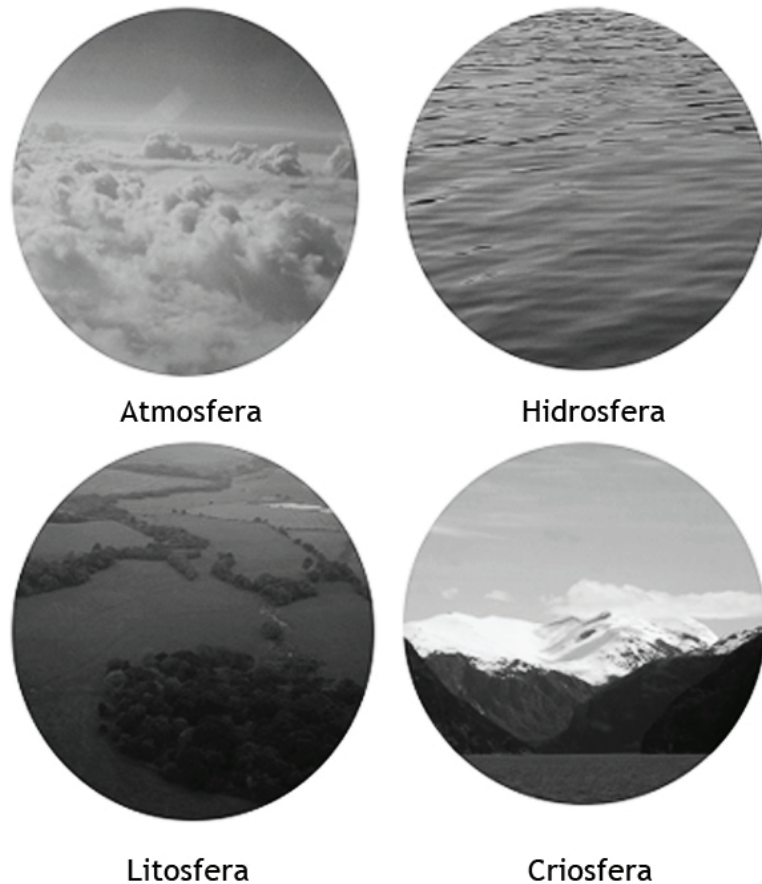


Figura 2 Os diferentes compartimentos do planeta Terra.

1.7 O ecossistema

O *ecossistema* é a unidade básica dos estudos ecológicos. Em 1935, Tansley criou esse conceito em um artigo científico (*The use and abuse of vegetational concepts and terms*) pelo qual propôs integrar num sistema único o ambiente e os organismos. O ecossistema constitui-se numa parte limitada de uma região da qual fazem parte dois componentes: um físico (*biótopo*: *bios* = vida, *topos* = lugar; lugar onde há vida) e outro vivo, que povoa o primeiro, denominado *biocenose* (*koinos* = conjunto; conjunto dos seres vivos). Assim, existe uma inter-relação entre os fatores físicos (ou *abióticos*) e os *bióticos* (Figura 3).

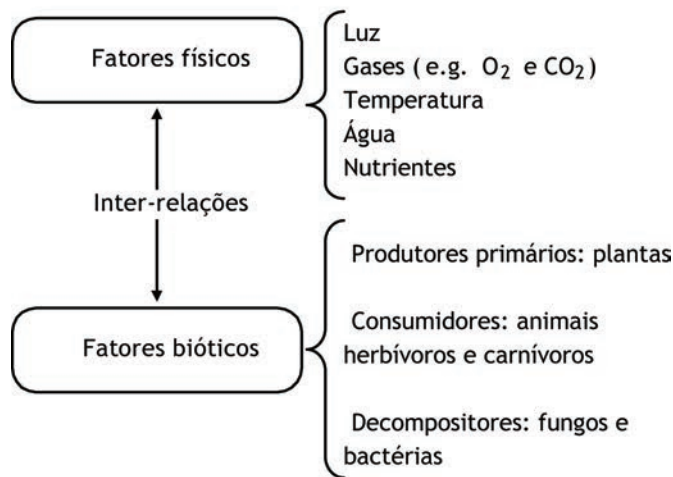


Figura 3 Diagrama esquemático simplificado das inter-relações existentes em um ecossistema.

Os compartimentos solo (litosfera), ar (atmosfera) e água (hidrosfera) constituem os locais de operação dos ecossistemas. Essas unidades definem a biosfera, que representa o sistema integrado de organismos vivos e seus suportes (ACIESP, 1997), *i.e.* meio que comporta a vida. A hierarquia de interesse biológico é constituída pelo protoplasma, pelas células, pelos tecidos e pelos órgãos (Figura 4), enquanto que as descrições e funcionamentos dos organismos, das populações, das comunidades, dos ecossistemas e da biosfera (Figura 5) constituem-se os focos dos estudos da Ecologia (TOWNSEND, BEGON & HARPER, 2006).

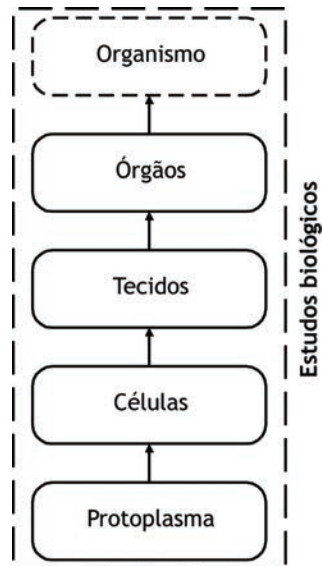


Figura 4 Interesses dos estudos biológicos.

1.8 As biocenoses e as cadeias alimentares

Dentro dos ecossistemas, os funcionamentos das biocenoses definem-se pelas *cadeias alimentares* (ou *cadeias tróficas*), que representam as *relações tróficas* que ocorrem entre organismos mediante transferência de energia de um organismo a outro (Figura 6).

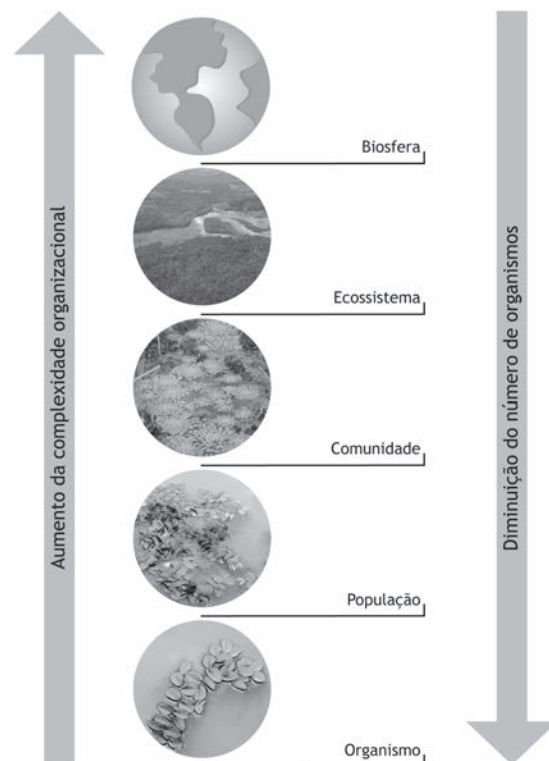


Figura 5 Hierarquia dos estudos ecológicos.

A cadeia alimentar inicia-se com os produtores primários, que obtêm energia diretamente do sol e/ou das substâncias minerais simples. Na sequência, encontram-se os consumidores (ACIESP, 1997). Uma cadeia alimentar possui muitos elos, chamados de *níveis tróficos*. Há casos em que a cadeia alimentar inicia-se com o consumo de detritos denominando-se, frequentemente, *cadeia de detritos* (ODUM, 1988).

As cadeias tróficas possuem caminhos preferenciais e secundários. Os animais têm preferência por alimentos específicos, mas se há escassez dos mesmos, se alimentam de outros. No caso dos vegetais e dos microrganismos também ocorrem essas “preferências”, *i.e.* especializações por substratos específicos.

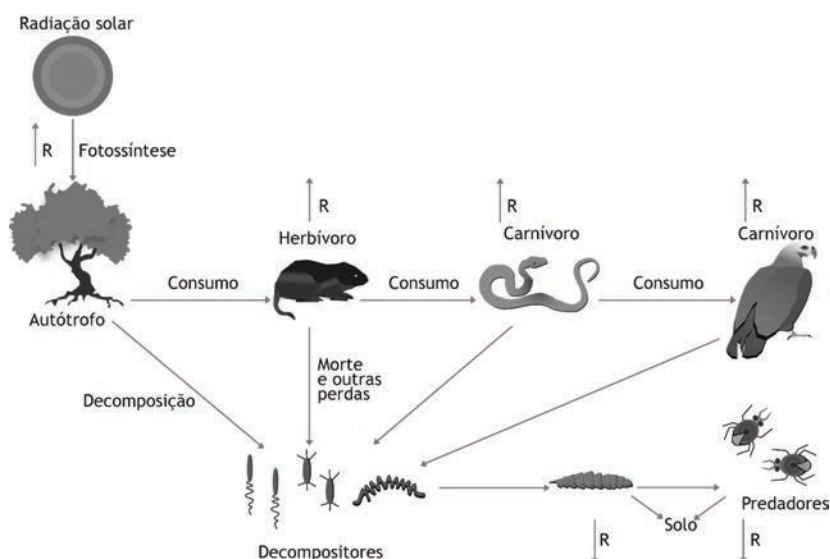


Figura 6 Diagrama esquemático de uma cadeia trófica.

Fonte: adaptada de Dickinson & Murphy (1998).

Em uma cadeia trófica é necessário considerar dois aspectos metabólicos (PHILLIPSON, 1969): o do metabolismo construtivo (anabolismo) e o do metabolismo energético (catabolismo). Quando um animal se alimenta de um vegetal ou de outro animal, ele estoca matéria (*i.e.* formações e manutenções de tecidos, crescimento de biomassa) e compensa suas perdas devido à respiração e ao controle da temperatura de seu corpo.

Na respiração os seres aeróbios, que utilizam oxigênio para a oxidação da matéria orgânica, liberam energia pela transformação de moléculas orgânicas; Equação 1 (LEHNINGER, 1993).



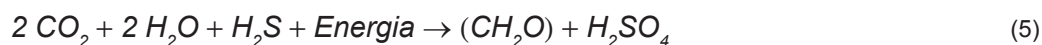
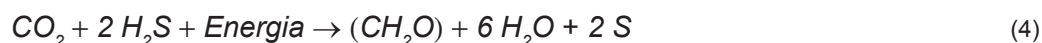
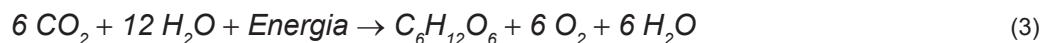
A Equação 1 indica que para a oxidação de uma molécula de açúcar (glicose: $C_6H_{12}O_6$) são gastas seis moléculas de oxigênio (O_2), ao mesmo tempo originam-se seis moléculas de gás carbônico (CO_2) e seis moléculas de água (H_2O). Há ainda a formação de energia (686 kcal mol⁻¹ de glicose). Se esse processo ocorrer por meio de metabolismo anaeróbico (Equação 2), as reações químicas serão outras (FERRI, 1974).



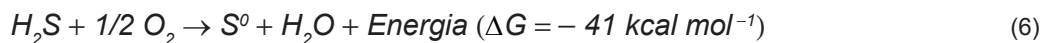
Considerando a produção de álcool desde a fermentação da glicose é possível verificar que do ponto de vista energético o metabolismo anaeróbico é menos eficiente, pois enquanto no metabolismo aeróbico um mol de glicose produz 686 kcal, no anaeróbico gera apenas 28 cal (rendimento energético = 24.500 vezes menor). Nesse caso, a energia não dissipada está contida no composto intermediário da reação, que é o etanol (C_2H_5OH).

Pelo exposto, quando se constrói uma cadeia alimentar dois aspectos devem ser considerados: o do metabolismo construtivo (*anabolismo*), que fornece material para construção dos elos superiores da cadeia, e do metabolismo energético (*catabolismo*), no qual, nos elos que se sucedem, há menos energia armazenada. Por esses motivos, em termos quantitativos, as cadeias/redes alimentares acabam por definir pirâmides tróficas, nas quais cada degrau superior alimenta-se do inferior e contém menos energia disponível. Nas comunidades naturais as bases das pirâmides são representadas normalmente pelos organismos clorofilados (*e.g.* plantas verdes, fitoplâncton), que são, usualmente, fontes primárias de alimentos para as cadeias tróficas dos ambientes aquáticos e terrestres. As plantas são, portanto, denominadas *autotróficas*, isto é, capazes de sintetizar seus próprios alimentos orgânicos a partir de elementos ou compostos inorgânicos simples (*e.g.* gases e minerais) em presença de luz (λ = entre 400 e 700 nm), que fornece energia para o processo (fotossíntese), cuja fonte primária é o Sol. A energia assimilada pela clorofila (pigmento verde das plantas) faz com que haja o desdobramento de duas moléculas de água em hidrogênio ($2H_2$) e oxigênio (O_2). Enquanto o oxigênio é liberado, o hidrogênio liga-se ao carbono originando carboidratos, como a glicose. O açúcar formado (*e.g.* $C_6H_{12}O_6$) contém muito mais energia que as suas moléculas precursoras (*i.e.* H_2O e CO_2) que foram transformadas nesse processo denominado *fotossíntese* (síntese que se faz na presença de luz, fornecedora da energia necessária); Equação 3 (NULTSCH, 2000). Há desse modo uma assimilação de energia por conta dos autótrofos (produtores primários) e uma dissipação no subsídio dos níveis tróficos subsequentes (degraus superiores das pirâmides). Conforme mencionado, no processo fotossintético o doador de hidrogênio é a molécula de água; contudo existem bactérias (verdes:

Chlorobacteriaceae; púrpuras: Thiorhodaceae) que são capazes de realizar fotossíntese em condições anaeróbias. Nesse caso, o doador de hidrogênio para a síntese é o gás sulfídrico (H_2S), como mostram as Equações 4 e 5 (MANDELSTAM, McQUILLEN & DAWES, 1982).



Além dos organismos autotróficos fotossintetizantes (aeróbios ou anaeróbios) há os *quimioossintetizantes*. Estes obtêm a energia necessária para efetuar os processos de síntese de compostos orgânicos complexos a partir da energia liberada da oxidação de substâncias inorgânicas. Nesse caso, cita-se como exemplo as bactérias que participam do processo de sulfurização (*e.g. Beggiatoa, Thiobacillum*), pelo qual o gás sulfídrico é oxidado a enxofre elementar com consequente liberação de energia; Equação 6 (WETZEL, 1983).



Na base das pirâmides situam-se, portanto, os produtores primários (plantas terrestres, plantas marinhas e plantas de águas continentais), *i.e.* autótrofos (fotoautótrofos ou quimioautótrofos); no próximo nível trófico os animais que alimentam-se exclusivamente de vegetais (herbívoros) e, em seguida, os carnívoros, que se alimentam dos herbívoros e de outros carnívoros. Os organismos que não possuem a capacidade de síntese são denominados *heterótrofos* (ou heterotróficos). Além dos produtores e consumidores há, ainda, nos ecossistemas, os decompositores. Esses organismos são os responsáveis pela ciclagem (*i.e.* mineralização) dos detritos orgânicos; os decompositores constituem-se principalmente de bactérias e fungos (MILLER, 2007). São denominados *organismos heterótrofos sapróbios* ou *saprobílicos* (que se alimentam de restos de animais e plantas). A diferença entre os organismos saprobílicos e os parasitas é que os últimos alimentam-se de animais e plantas vivos.

Nas pirâmides tróficas os níveis que seguem são constituídos sucessivamente de animais maiores e em menor número. Em uma determinada região é possível e usual a ocorrência de várias pirâmides independentes, bem como a intersecção entre as pirâmides.

UNIDADE 2

Interações ecológicas e fisionomia
dos ecossistemas

2.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é apresentar os efeitos recíprocos entre os fatores abióticos e a biocenose e as interações intra e interespecíficas da biota. Apresentam-se também os fatores que definem os biomas e as características globais desses ambientes. Ao final desta unidade o leitor deverá ser capaz de identificar os diferentes biomas terrestres e as principais características dos vários ecossistemas aquáticos.

2.2 Problematizando o tema

A delimitação dos diferentes biomas terrestres e dos macroecossistemas requer a identificação prévia dos fatores responsáveis pelas suas formações e características. A resolução de um dado problema ambiental demanda o dimensionamento do ecossistema e o conhecimento prévio das interações entre os fatores abióticos e a biota, assim como as influências mútuas dos organismos.

2.3 Ação, reação e coação

Cada biocenose (conjunto de organismos) possui um biótopo específico que, por sua vez, a influencia e a modifica. Quando ocorrem alterações no biótopo cria-se uma alternativa para que novos organismos possam também modificar a composição da biocenose original. Esse processo contínuo de efeitos recíprocos entre biótopo e biocenose irá determinar uma sucessão temporal de biocenoses.

As influências do biótopo sobre a biocenose são denominadas de *ação*, já as influências da biocenose sobre o biótopo são chamadas de *reação*, e os efeitos recíprocos entre os seres são denominados *coação* (DAJOZ, 1978).

A ação é exercida pelos fatores abióticos (físicos e químicos) sobre a biota; basicamente, nesse caso incluem-se os fatores climáticos (pluviosidade, temperatura, umidade relativa, vento, luz), edáficos (relativos aos solos: textura, estrutura, composição química, pH, umidade, permeabilidade, capacidade de retenção de água dos solos) e limnológicos (relativos às águas continentais: tempo de residência, hidrodinâmica, pH, potencial de oxirredução e composição química das águas).

Adaptações morfológicas e fisiológicas, manutenção, eliminação, introdução de espécies e regulação da abundância são resultantes da ação. Em geral, os efeitos da ação podem definir o controle das populações. Um exemplo seria o controle do tipo *bottom-up* (de baixo para cima) de uma cadeia trófica, pelo qual as populações são controladas pelos fatores que determinam a biomassa do elo

trófico anterior (e.g. o número de herbívoros é determinado pela disponibilidade de vegetais, que, por sua vez, é controlada pela disponibilidade de água e de nutrientes do solo).

As reações ocorrem no sentido de modificação do substrato e as modificações podem incluir os processos de construção (e.g. formação de serapilheira nos solos a partir da inclusão de detritos das plantas) ou de destruição do meio físico (e.g. dissolução de rochas devido à liberação de ácidos orgânicos pelos líquens, rompimento de rochas pela ação de raízes de vegetais superiores). As reações modificadoras podem incluir alterações no clima local, com surgimento de microclimas especiais dentro do macroclima global da região considerada.

2.3.1 Relações entre os organismos (coação)

Os seres de uma comunidade biológica interagem tanto com os de sua própria espécie (*relações intraespecíficas*) quanto com os de outras espécies (*relações interespecíficas*); Dajoz (1978). Essas interações são denominadas *relações ecológicas*. Os principais tipos de interações bióticas entre as espécies são: (a) *neutralismo*, (b) *mutualismo*, (c) *protocooperação*, (d) *predação*, (e) *parasitismo*, (f) *comensalismo*, (g) *amensalismo* e (h) *competição* (DAJOZ, 1978; PINTO-COELHO, 2000; ODUM & BARRETT, 2007).

No neutralismo, as duas espécies são independentes, *i.e.* não tendo qualquer influência uma sobre a outra; esse tipo de relação é extremamente rara na natureza (PINTO-COELHO, 2000). No mutualismo, cada espécie só pode sobreviver, crescer e reproduzir-se na presença da outra; assim, as duas espécies vivem em simbiose (DAJOZ, 1978). Nesse caso, os dois parceiros tiram vantagens (e.g. proteção, aporte de alimentos, polinização). Um exemplo de mutualismo é a associação de fungos e algas, chamada de *líquens*.

Na protocooperação, ocorre a associação facultativa de espécies, podendo cada qual viver isoladamente; contudo, essa interação, frequentemente chamada de *cooperação facultativa*, é vantajosa para ambas as espécies (ODUM & BARRETT, 2007). Um exemplo de cooperação seria a nidificação coletiva, em que as várias espécies de aves podem se defender contra espécies predadoras (DAJOZ, 2006).

A predação refere-se ao ataque de uma espécie por outra para alimentar-se (DAJOZ, 1978), podendo ser dela inteira ou apenas de uma parte (KREBS, 2009). Ou seja, uma população afeta a outra de forma adversa por ataques diretos.

O parasitismo é uma interação em que uma espécie (o parasita) se beneficia, e outra (o hospedeiro) é prejudicada em seu crescimento ou reprodução (ODUM & BARRETT, 2007).

No comensalismo uma espécie é beneficiada, enquanto a outra não é afetada, *i.e.* não leva nenhuma vantagem. Em contrapartida, no amensalismo, a espécie amensal é inibida enquanto a espécie inibidora não é afetada (DAJOZ, 1978). Um exemplo dessa interação é a alelopatia que ocorre em interações entre vegetais, em que uma espécie é inibida diretamente por substâncias químicas nocivas ou tóxicas secretadas por outra espécie (RICKLEFS, 2003; DAJOZ, 2006).

A competição pode ser intra ou interespecífica e refere-se à procura ativa de um mesmo recurso por uma ou mais espécies (DAJOZ, 1978). A competição intraespecífica ocorre entre os membros de uma mesma espécie e pode manifestar-se de várias maneiras: (a) por comportamento ou defesa territorial, (b) manutenção de uma hierarquia social e (c) por alimentação (DAJOZ, 2006). Em contrapartida, a interespecífica ocorre entre organismos pertencentes à espécies diferentes.

A competição também pode ser: (a) por um recurso ou (b) por interferência; o primeiro caso ocorre quando um certo número de organismos de uma espécie (ou de espécies diferentes) utiliza um recurso que seja limitante, ao passo que a competição por interferência ocorre quando os organismos envolvidos na interação causam algum tipo de prejuízo mesmo que o recurso disputado não seja limitante (PINTO-COELHO, 2000; KREBS, 2009).

Como mecanismos de competição podemos citar: (a) agressão, (b) sobrecrescimento e (c) territorialidade. Na competição α (alfa) a densidade de só uma espécie é alterada e na β (beta) ocorre a redução do crescimento das duas espécies (ACIESP, 1997). A competição (intra ou interespecífica) é tanto mais pronunciada quanto mais próximas são as exigências das espécies. Essa constatação é conhecida como *Princípio da Exclusão Competitiva* (ou *Princípio de Gause*), em que duas espécies tão próximas que tenham as mesmas exigências não podem coabitar e uma delas será eliminada dentro de certo tempo (ACIESP, 1997). Nesse caso, entende-se que quanto mais próximos forem os nichos ecológicos das espécies, mais pronunciadas serão as competições. *Nicho ecológico* é o modo de vida de cada espécie no seu habitat (*i.e.* inclui o espaço físico e os fatores abióticos que condicionam um ecossistema e por isso causam a distribuição das populações de determinada espécie). O nicho ecológico representa o conjunto de atividades que a espécie desempenha, incluindo relações alimentares, obtenção de abrigos e locais de reprodução, ou seja, como, onde e à custa de quem a espécie se alimenta, para quem serve de alimento, quando, como e onde busca abrigo, como e onde se reproduz (ELTON, 1927). Por sua vez, guilda constitui-se em um grupo de organismos, dentro de uma comunidade, que utiliza os mesmos tipos de recursos. Portanto, tendem a ocupar o mesmo nicho e serem competidores. Espécies que ocupam o mesmo nicho em regiões geográficas diferentes denominam-se *equivalentes ecológicos*.

Em geral, os efeitos da coação definem o controle das populações do tipo *top-down* (de cima para baixo), pelo qual as populações do elo trófico anterior são controladas pelos fatores que determinam a biomassa do elo trófico posterior (e.g. a biomassa de vegetais é basicamente determinada pela interação entre os carnívoros e os herbívoros).

2.4 Biomassas

Nas cadeias tróficas das biocenoses, a biomassa (*i.e.* massa orgânica) predominante é constituída pelos vegetais (Figura 7). Desse modo, são as plantas que imprimem à paisagem seu aspecto característico (ODUM & BARRETT, 2007). Nesse contexto, as maiores comunidades de seres vivos que podemos conceber são: as terrestres e as aquáticas (marinhas e continentais).

Nessas comunidades encontram-se grupamentos que se distinguem pela fisionomia (*i.e.* aparência); em geral, a fisionomia não depende da composição das espécies. Um grupamento de fisionomia homogênea é denominado *bioma* (sinônimo: formação ou complexo) e, normalmente, estende-se por áreas geográficas consideráveis. A existência do bioma é controlada por fatores climáticos (*i.e.* macroclima) da região (ODUM, 1988). A Figura 8 mostra a distribuição dos biomas em função da precipitação e da temperatura.

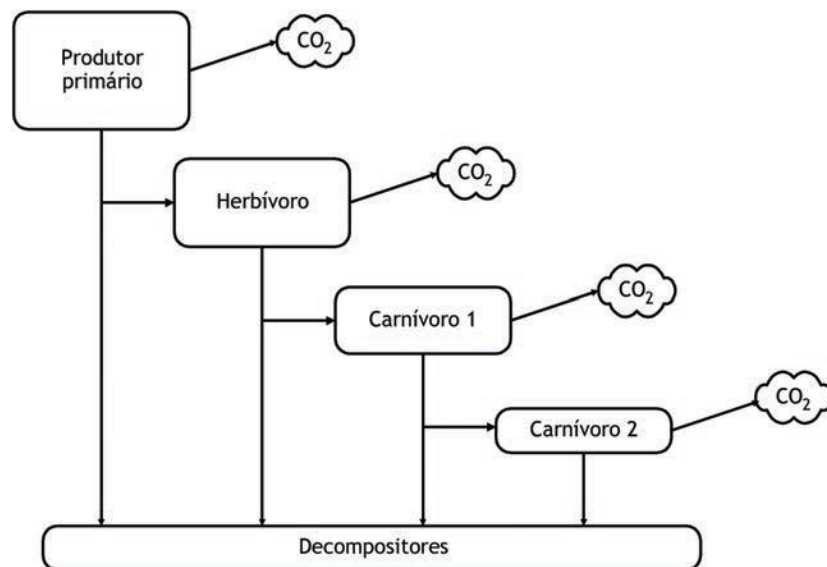


Figura 7 Relações tróficas de uma cadeia alimentar hipotética. Os compartimentos de cada elo mantêm uma escala decrescente.

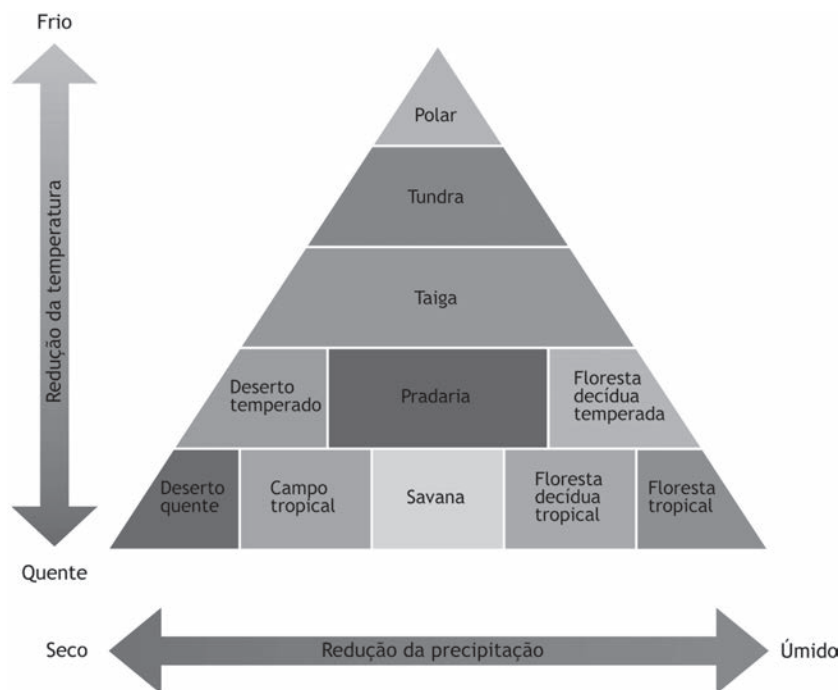


Figura 8 Distribuição dos biomas em função das condicionantes temperatura e precipitação.

Fonte: adaptada de Holdridge (1967).

A influência da radiação solar na dinâmica atmosférica, no ciclo hidrológico, nas correntes marinhas e nas zonas climáticas, determina o tipo de ecossistema que pode se desenvolver numa dada região do planeta. Nesse contexto, os seguintes biomas podem ser relacionados e descritos (ODUM, 1988; PIANKA, 1994; RICKLEFS, 2003; WOODWARD, 2003; MILLER, 2007; ODUM & BARRETT, 2007):

- (a) *Floresta pluvial tropical*: trata-se de uma floresta densa, composta por espécies perenes, *i.e* as folhas são mantidas durante todo o ano. As florestas pluviais tropicais localizam-se próximas ao Equador e são sujeitas a chuvas abundantes, temperaturas elevadas e pouca sazonalidade.
- (b) *Savana*: região plana cuja vegetação predominante são as gramíneas. Esses campos apresentam algumas árvores esparsas e arbustos isolados ou em pequenos grupos. Normalmente, as savanas são zonas de transição entre bosques e prados. O termo *savana* significa *poucas árvores e muitas gramíneas*. A savana é o bioma típico das regiões de clima tropical (ocupando ca. 20% da superfície terrestre) com estação seca prolongada, onde a ação do fogo é importante na manutenção das características desse bioma.
- (c) *Deserto*: caracteriza-se por chuvas muito escassas. Existem desertos com duas épocas de precipitações. Os desertos quentes são muito áridos para o desenvolvimento de vegetação; dessa forma há adaptações especiais nos vegetais que vivem no local.

- (d) *Chaparral*: os invernos são moderados e chuvosos, enquanto os verões são quentes e secos. A vegetação herbácea característica morre no verão, enquanto a primavera caracteriza-se por uma grande diversidade de plantas anuais.
- (e) *Campos*: podem ser incluídos os campos, as estepes, pradarias, cerrados, pampas. A vegetação é constituída principalmente de plantas herbáceas, havendo poucos arbustos. O regime de precipitação é menor que o das florestas, porém mais abundante que o dos desertos. Estão sujeitos a períodos de estiagem prolongados, portanto o estresse hídrico dificulta a transpiração das plantas, deixando o ar mais seco.
- (f) *Floresta temperada*: trata-se de florestas típicas do hemisfério norte, presentes em latitudes médias (30° a 60°). Ao contrário das florestas tropicais, que são “sempre verdes”, as árvores da floresta temperada perdem suas folhas no outono e são ditas, por isso, *caducifólias*. As chuvas são menos abundantes que as da faixa equatorial, mas continuam relativamente altas. As temperaturas são amenas.
- (g) *Taiga*: é também conhecida como floresta de coníferas. Trata-se de florestas de pinheiros. Está presente entre as latitudes médias e altas. As temperaturas são baixas e as chuvas são menos abundantes que as da floresta temperada. As florestas são perenes e possuem adaptações para a vida em ambiente de inverno longo e com a presença de neve. Existe pouca vegetação rasteira, pois pouca luz alcança o solo.
- (h) *Tundra*: é característica do hemisfério norte, estando presente em altas latitudes. As temperaturas e a precipitação, que normalmente é em forma de neve, são muito baixas. A vegetação se desenvolve apenas de 2 a 3 meses por ano, pois os solos permanecem congelados a maior parte do tempo (*permafrost*). As plantas que conseguem sobreviver são de pequeno porte, sobretudo gramíneas, alguns poucos arbustos, grandes camadas de líquens e musgos sobre as rochas.

Tabela 1 Resumo das variações do regime hídrico, de temperatura e de diversidade dos principais biomas mundiais.

Bioma	Regime hídrico	Temperatura	Diversidade
Floresta Pluvial Tropical	Elevada precipitação (> 2000 mm; variação: 1800 mm a 10000 mm), umidade alta	Quente o ano todo (>18°C) e pouca sazonalidade	Muito elevada (tanto animal quanto vegetal)
Savana Tropical	Estações secas e úmidas bem marcadas, precipitação entre 500 e 1500 mm	Elevada variação (mínimas: 8-13°C e máximas: 30 a 35°C)	Alta a moderada
Deserto	Pouca umidade e precipitação (0 a 400 mm)	Grande variação diária	Muito baixa
Chaparral	Chuvas no inverno (380 a 1000 mm) e verões secos	Frio ameno e verões quentes	Moderada
Campos	Estação seca longa e chuvas moderadas (300 a 800 mm)	Inverno frio e verão moderado	Baixa
Floresta Temperada	Umidade alta (60 a 80%) e precipitação de 750 a 1250 mm	Verões quentes e invernos frios (presença de neve)	Moderada
Taiga	Precipitação entre 400 e 600 mm (relativamente úmido)	Inverno severo e verão frio e curto	Muito baixa
Tundra	Baixa precipitação (de 200 a 500 mm), que pode ocorrer como neve, e baixa umidade	Frio perpétuo e verão muito curto (variação da temperatura: -30°C a 4-5°C)	Muito baixa

Dentro dos biomas encontram-se agrupamentos menores denominados *associações*. Estas são determinadas pelo mesoclima e divididas entre *mesoecossistemas* (e.g. uma floresta ou um campo) e *macroecossistemas* (e.g. oceanos). Por sua vez, as sinúcias (sinônimo: microassociações ou microecossistemas) são comunidades definidas no tempo e no espaço (e.g. comunidades de organismos nos detritos de uma planta ou animal) e apresentam também processo de sucessão; as sinúcias são definidas a partir do microclima (FERRI, 1974).

Os fatores climáticos agem diretamente sobre os organismos e indiretamente sobre o solo e os ambientes aquáticos. Os componentes do clima (e.g. temperatura, umidade relativa) assumem papéis diferentes nas diversas regiões e na distribuição das biocenoses, definindo, por exemplo, os biomas e até os padrões de circulação das massas de água de lagos e reservatórios.

Com relação aos ecossistemas dulcícolas é possível subdividi-los em (ODUM, 1988): (a) *lênticos* (ambientes de águas paradas): lagos, tanques, reservatórios, (b) *lóticos* (ambientes de águas correntes): rios, córregos, riachos e (c) *terras úmidas*: brejos, florestas de pântano, várzeas e manguezais. Dentre os ecossistemas

marinhos podemos citar: (a) *oceano aberto* (pelágico), (b) *águas da plataforma continental* (águas costeiras), (c) *regiões de ressurgência* e (d) *estuários* (bacias litorâneas, estreitos, desembocaduras de rios).

Conforme mencionado, em adição ao clima, os fatores edáficos constituem-se em importantes condicionantes dos ecossistemas terrestres. Dentre as diversas definições, do ponto de vista ecológico, pode-se admitir que o solo seja a camada da superfície da crosta terrestre capaz de abrigar raízes de plantas, constituindo-se em substrato para a vegetação. A secção vertical de um solo (*i.e. perfil*) pode apresentar camadas de características diferentes. Por sua vez, a composição química do solo (*i.e. capacidade do solo em fornecer nutrientes*), sua textura (*i.e. proporção de componentes com diferentes dimensões*) e estrutura (*i.e. arranjo dos componentes*) influenciam os tipos predominantes de vegetação. Essas características são ligadas ao arejamento, retenção de água, retenção de nutrientes, capacidade de troca iônica e fertilidade do solo (FERRI, 1974). Do mesmo modo, os fatores limnológicos, tais como composição química das águas, pH, transparência, *tempo de residência* (TR; *i.e. tempo necessário para que ocorra a troca de toda a massa de água de um ambiente aquático*) e potencial de oxirredução também determinam (especialmente e temporariamente) variações no meio que determinam a instalação, alteração e manutenção das cadeias tróficas (JØRGENSEN, 1986; STRAŠKRABA, 1999). A esse respeito, é possível, pelo menos teoricamente, prever a instalação e manutenção de espécies planctônicas pelo confronto do *coeficiente de crescimento* (representado por parâmetro μ dos modelos de crescimento exponencial e sigmoide) e o *coeficiente de diluição* de um dado ambiente aquático (*i.e. fluxo hidráulico* = $1/TR$). Nesse caso, a instalação e manutenção de espécies logram êxito quando $\mu >$ fluxo hidráulico.

UNIDADE 3

Funcionamento dos ecossistemas

3.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é apresentar a dinâmica do funcionamento dos ecossistemas. Visa também discutir os efeitos (quantitativos e qualitativos) dos fatores físicos e químicos sobre os processos biológicos (*i.e.* produção primária, decomposição) que ocorrem nos ecossistemas. Ao final desta unidade o leitor deverá ser capaz de identificar os efeitos de fatores abióticos no metabolismo (construtivo e energético) dos operadores dos ecossistemas.

3.2 Problematizando o tema

Nos estudos ambientais e para a resolução de problemas desse domínio, após a delimitação e o dimensionamento dos ecossistemas, é necessário entender sua forma de funcionamento. Os operadores dos ecossistemas (*i.e.* produtores primários, consumidores e decompositores) são afetados por diferentes fatores (físicos, químicos e biológicos) que acabam por definir a diversidade e abundância das espécies. Conhecer o funcionamento dos ecossistemas é fundamental para avaliar as alterações ambientais em função das atividades antrópicas, tais como os complexos agroindustriais.

3.3 Como os ecossistemas funcionam?

Existe uma série de fatores e processos que determinam o funcionamento dos ecossistemas tanto artificiais quanto naturais; dentre esses fatores podemos citar: (a) *fator limitante*, (b) *limites de tolerância* e (c) *mecanismos de controle*.

3.3.1 Fator limitante

Em 1840, Liebig, verificando o efeito de fertilizantes sobre o rendimento de culturas vegetais, enunciou a “Lei do Mínimo”, ou seja, quando um processo depender de diversos fatores, seu rendimento será limitado pelo fator que estiver em mínimo relativo (BRADY, 1979; KREBS, 2009). O fator limitante será então aquele que se apresentar em mínimo relativo entre os vários fatores que influenciam um processo. Nesse caso, pode-se verificar, por exemplo, que a *capacidade de suporte* (*i.e.* biomassa final) de uma determinada cultura é alterada de acordo com o fator limitante. No caso da cultura de cana-de-açúcar, a quantidade de biomassa tem sido incrementada temporalmente pela identificação e neutralização dos fatores limitantes (*e.g.* localização geográfica, disponibilidade de água, disponibilidade de elementos nutrientes, espaço entre as plantas, etc.). Pelo

exposto, nota-se que os fatores do meio (abióticos e bióticos) podem incrementar ou diminuir a capacidade de suporte (*i.e.* quantidade máxima de biomassa) de um determinado ecossistema. Verifica-se, ainda, a interação de fatores nos quais os organismos podem substituir parcialmente uma substância química deficiente por outra quimicamente semelhante (*e.g.* nas décadas de 50 e 60 foram realizados diversos testes nucleares de superfície que liberaram vários radioisótopos para a atmosfera. Como consequência, ocorreu a contaminação do solo por estrôncio (ZATZ, 1986). Assim, os vegetais assimilaram o estrôncio no lugar do cálcio presente nos solos, que por sua vez entrou na cadeia alimentar contaminando o leite que era consumido pelo Homem).

3.3.2 Limites de tolerância

Shelford (1913) ampliou o conceito de fator limitante, propondo os chamados *limites de tolerância*. Nesse caso, um fator limitante pode existir não só devido à insuficiência de algum material como também por um excesso, *e.g.* luz, calor, água (PIANKA, 1994). Na proposição desse conceito, verificou-se, basicamente, que: (a) os organismos podem apresentar uma larga faixa de tolerância para um fator e uma estreita faixa para outro, (b) os organismos que possuem faixas de tolerâncias largas para todos os fatores serão, provavelmente, os mais amplamente distribuídos, (c) quando as condições não são ótimas em relação a um fator, os demais limites de tolerância poderão ser reduzidos (*e.g.* sob baixa disponibilidade de nitrogênio, a resistência da grama à seca diminui), (d) frequentemente os organismos não vivem dentro da faixa ótima de um determinado fator (físico ou químico) e (e) os limites de tolerância são mais críticos para indivíduos em estado de reprodução (*e.g.* sementes, ovos, embriões, plântulas e larvas), tendo, portanto, maior probabilidade de se constituírem em fatores limitantes (ODUM & BARRETT, 2007).

O grau relativo de tolerância é denominado pelos prefixos *esteno*, que significa estreito, e *eurí*, amplo (DAJOZ, 1978; ODUM, 1988). Por exemplo, podem-se classificar as espécies como: (a) euritérmicas ou estenotérmicas: referente à temperatura; (b) esteno ou eurialinas: referente à salinidade; (c) esteno ou eurifágicas: referente ao alimento (PUTMAN & WRATTEN, 1984).

3.3.3 A dinâmica cibernética dos ecossistemas

Cibernética é a ciência que estuda as comunicações e os sistemas de controle nos organismos vivos e também nas máquinas (FERREIRA, 2000).

Em adição aos fluxos de energia (*i.e.* radiação solar, dissipação de energia pela respiração e decomposição) e ciclos de materiais, os ecossistemas possuem

redes de informação (*i.e.* mecanismos de controle), que compreendem fluxos de comunicação físicos e químicos que interligam todas as partes e que regulam o sistema como um todo. Analogamente, sistemas mecânicos elaborados pelo homem também apresentam mecanismos de autorregulação. A diferença entre ambos é que nos ecossistemas a regulação é interna, enquanto nos sistemas mecânicos a especificação de controle é externa (*e.g.* o termostato da geladeira); Patten & Odum (1981). Os engenheiros denominam os mecanismos de retroalimentação de servomecanismos, enquanto os biólogos os denominam *mecanismos homeostáticos* (ODUM, 1988).

Uma indústria necessita de mais ou menos materiais na entrada de sua linha de produção de acordo com a necessidade de produção na saída. Esse controle é realizado externamente e é monitorado todo o tempo. Em ecossistemas, mecanismos de comportamento fazem a regulação das populações, por exemplo, a relação predador-presa regula a densidade populacional de ambos, ou seja: se há muitas presas, um número maior de predadores pode se alimentar e aumentar o tamanho da sua população. Isto aumenta a pressão sobre a população de presas, que diminui seu tamanho, diminuindo, conseqüentemente, a população de predadores. Os subsistemas microbianos, por sua vez, interferem no armazenamento e liberação de nutrientes, regulando a produção primária de ecossistemas terrestres. Em qualquer um dos casos, o controle depende da retroalimentação (*feedback*), que ocorre quando uma parte da saída do sistema volta para a entrada. A retroalimentação pode ser positiva, causando um aumento ao estímulo de determinado fenômeno, ou negativa, causando a diminuição do estímulo. Além do controle pela retroalimentação, a redundância nos componentes funcionais também contribui para a estabilidade dos ecossistemas. A redundância é, basicamente, uma mesma função no ecossistema sendo realizada por diferentes organismos (*i.e.* homotaxia congênica). Caso um desses organismos deixe de existir no ecossistema, outros continuarão realizando sua função.

A *retroalimentação* e a *redundância* (*i.e.* controles homeostáticos) definem o grau de estabilidade do sistema. Dois tipos de estabilidade são delimitados numa perspectiva ecológica: a de *resistência* e a de *elasticidade* (ODUM, 1988). A estabilidade de resistência indica a capacidade de um ecossistema em se manter estável diante do estresse, resistir às perturbações, mantendo sua estrutura e funcionamento (*e.g.* uma floresta de pinheiro é bastante resistente ao fogo (cortiça grossa e outras adaptações), mas, ao se queimar, se recuperará muito lentamente, ou nunca). A estabilidade de elasticidade constitui-se da capacidade do sistema em recuperar-se rapidamente quando desequilibrado por uma perturbação (*e.g.* vegetação do cerrado pega fogo e recupera-se rapidamente).

Além da eficiência dos controles internos (*i.e.* redundância de componentes funcionais e *feedback*) o rigor do ambiente externo também define o grau de

estabilidade. Em geral, os ecossistemas em ambientes físicos favoráveis tendem a exibir a estabilidade de resistência, ocorrendo o contrário em ambientes incertos. A resiliência refere-se à capacidade de um sistema suportar perturbações ambientais e de manter sua estrutura e padrão geral de comportamento quando modificada sua condição de equilíbrio (ODUM, 1988); é um conceito procedente da Física, que se refere à propriedade dos materiais de acumular energia quando exigidos ou submetidos a estresse sem ocorrer ruptura. Após a tensão cessar poderá ou não haver uma deformação residual em função de suas propriedades, como o que ocorre, por exemplo, com uma vara de pesca.

Os controles homeostáticos fazem com que os ecossistemas novos (mais simples) tendam a oscilar mais violentamente e sejam propensos a crescimentos excessivos em comparação com os ecossistemas maduros (*i.e.* sistemas mais complexos). O aumento da complexidade funcional incrementa a estabilidade do sistema pela ampliação do número de circuitos potenciais de retroalimentação mais que a complexidade estrutural (ODUM, 1988). Nesse contexto, os agroecossistemas (ecossistemas agrícolas) são muito vulneráveis devido à baixa diversidade e seleção artificial dos organismos. Desse modo, para a manutenção de um agroecossistema, além da energia solar, é necessário o emprego de energia auxiliar (trabalho humano ou animal, fertilizantes, agrotóxicos, irrigação, combustível, máquinas agrícolas, etc.) tendo em vista maximizar a produção de alimentos ou produtos. Esse tipo de agricultura gera excedentes para as necessidades locais que são exportados e comercializados. Por outro lado, essa agricultura intensiva apresenta custos ambientais, tais como: erosão do solo, poluição e contaminação devido ao escoamento de fertilizantes e pesticidas, fragmentação dos ecossistemas naturais, entre outros.

3.4 Ecossistemas artificiais: agroecossistemas e cidades

No geral, há dois tipos básicos de agroecossistemas: os da agricultura pré-industrial e os da intensiva (ODUM & BARRETT, 2007). A agricultura pré-industrial é autossuficiente e utiliza o emprego intensivo de mão de obra. A energia utilizada nesse tipo é basicamente trabalho humano e animal. Fornece alimentos para o agricultor (e sua família) e para a venda ou troca em mercadorias locais. Cerca de 60% das terras agrícolas do mundo comportam esse tipo de agricultura, incluem-se nesse caso os sistemas pastoris, agricultura itinerante (“derrubada e queimada”) e sistemas permanentes não mecanizados com irrigação por inundação (*i.e.* locais com: enchentes sazonais ao longo de rios e deltas férteis ou com inundações artificialmente controladas), tais como os arrozais no sudoeste asiático. Em geral, a agricultura pré-industrial não gera excedentes de alimentos suficientes para abastecer cidades grandes, contudo consegue conservar energia

com eficiência, mas é menos produtiva (quantidade de alimento produzido por produtor) em comparação com a agricultura intensiva. Por sua vez, a agricultura intensiva, mecanizada e com subsídios de combustível, produz excedentes que irão prover a manutenção dos ecossistemas urbanos (cidades), que se caracterizam por ser incompletos (ou heterotróficos) e, portanto, necessitam de grandes entradas de alimentos, fibras, água e outros materiais (ODUM, 1988). Além da ausência da produção primária, as cidades apresentam metabolismo muito intenso por unidade de área, exigindo entrada maior de energia (e.g. combustíveis fósseis) e geram saídas elevadas de resíduos venenosos. Devido a essas características, as cidades, que respondem por cerca de 5% da área mundial, alteram as características dos recursos hídricos, das florestas (e.g. poluição atmosférica, extração de madeira, indústria do papel), dos campos (naturais ou cultivados), da atmosfera e dos oceanos (EHRlich & EHRlich, 1974).

3.5 População e densidade populacional

Uma *população* é definida como um conjunto de seres de mesma espécie (ou grupo de indivíduos que possa trocar informações genéticas) que vive em determinada região. Por sua vez, *comunidade* denomina-se o conjunto de espécies que ocorrem juntas, no tempo e no espaço (ODUM, 1993). Essas espécies podem interagir entre si por meio de relações consumidor-recursos, competitivas e de cooperação. O número de indivíduos de uma população depende da natalidade, mortalidade e migração. A natalidade descreve a produção de novos indivíduos por unidade de tempo. A mortalidade quantifica a morte de indivíduos de uma população (ODUM & BARRETT, 2007). Uma das técnicas utilizadas para se descrever a estrutura de sexo e idade de uma população é a pirâmide etária, como mostra a Figura 9. Nessa representação cada uma das metades representa um sexo e as proporções entre os vários grupos etários de uma população irão determinar o estado reprodutivo atual da população. De modo geral, uma população em *estado de crescimento* rápido apresenta uma grande proporção de indivíduos jovens, com a base da pirâmide etária bastante aumentada (Figura 9).



Figura 9 Esquemas simplificados de pirâmides etárias hipotéticas.

Uma *população estacionária* apresenta uma distribuição mais uniforme das classes de idade; em contrapartida, uma população em declínio apresentará uma proporção maior de indivíduos velhos (Figura 9), *i.e.* com o topo da pirâmide etária aumentado.

A *densidade populacional* é o tamanho da população em relação a alguma unidade de espaço (ODUM, 1993), sendo expressa em termos do número de indivíduos ou a biomassa da população por unidade de área ou volume. O tamanho de uma população flutua constantemente em relação aos fatores bióticos (interações intra e interespecíficas) e abióticos (*e.g.* temperatura, insolação, umidade relativa, velocidade de corrente, etc.). As populações apresentam padrões característicos de aumento denominados *formas de crescimento populacional*. Para fins de comparação, pode-se designar dois padrões básicos que podem ser combinados ou modificados de acordo com cada população: crescimento exponencial e crescimento sigmoidal ou logístico.

No estudo denominado *Ensaio sobre o Princípio da População (Essay on The Principle of Population)*, Thomas Malthus em 1789 reconheceu que, em condições de recursos abundantes, as populações apresentam uma tendência intrínseca de aumentar exponencialmente, produzindo uma curva de crescimento em forma de “J”. Se continuar ininterruptamente, a qualquer taxa maior do que zero, o crescimento exponencial, teoricamente, produz tamanhos infinitos de população. Em 1838, Verhulst derivou a equação logística para descrever o padrão de crescimento em forma de “S” demonstrado por uma população com recursos limitados. Nesse caso, em baixas densidades a população cresce de maneira exponencial, e em altas densidades as taxas de crescimento diminuem, na medida em que os recursos vão se tornando insuficientes para sustentar o crescimento contínuo da população. Com o decorrer do tempo, a população assintoticamente aproxima-se de um limite superior conhecido como *densidade de saturação* ou *capacidade de suporte*. Esse limite superior refere-se ao efeito da “resistência ambiental”, ou “dificuldade de subsistência”. O modelo de crescimento exponencial das populações (Equações 7 a 9) compreende a formalização das discussões de Malthus. Com base no modelo exponencial, mais tarde, em 1838, Verhulst incluiu um termo de restrição às taxas de crescimento populacional referente às resistências ambientais externas, postulando que os fatores prejudiciais fossem proporcionais à densidade da população e acabando por definir a capacidade de suporte do meio. Esse modelo (Equação 10) deduzido da curva exponencial foi denominado *modelo logístico* (VOGELS et al., 1975).

(a) Tamanho da população = f (natalidade, mortalidade e migração), não sendo considerados os efeitos imediatos da densidade.

$$\frac{dN}{dt} = \mu \times N \quad (7)$$

em que: N = tamanho da população; μ = coeficiente de crescimento da população [tempo⁻¹]; t = tempo. A integração analítica da Equação 7 resulta no modelo de crescimento exponencial (Equação 8); a forma algébrica do modelo logístico é apresentada pela Equação 9 (Figura 10).

$$N_t = N_0 \times e^{\mu \times t} \quad (8)$$

$$N_t = N_{t-1} \times e^{\mu \times \Delta t} \quad (9)$$

(b) Tamanho da população = f (natalidade, mortalidade, migração e densidade).

$$\frac{dN}{dt} = \mu \times N \times \left(\frac{K - N}{K} \right) \quad (10)$$

em que: N = tamanho da população; μ = coeficiente de crescimento da população [tempo⁻¹]; t = tempo; K = valor máximo de N; quantidade máxima de indivíduos que podem viver no ambiente (capacidade de suporte). O modelo de crescimento “logístico” (Equação 11) decorre da integração analítica da Equação 10 (Figura 10):

$$N_t = \frac{K}{1 + e^{a - \mu \times t}} \quad (11)$$

em que: $a = \ln[(K - N_0)/N_0]$; constante de integração e define a posição da curva na origem. A forma algébrica do modelo logístico é apresentada por meio da Equação 12:

$$N_{t+\Delta t} = N_t \times e^{\mu \times \Delta t \times \left(1 - \frac{N_t}{K} \right)} \quad (12)$$

em que: dN/dt é a taxa de mudança do número de organismos por tempo em determinado momento e μ é o coeficiente de crescimento populacional.

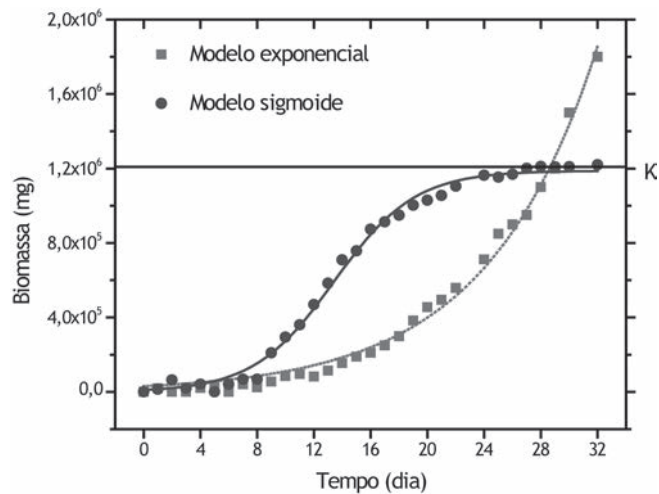


Figura 10 Exemplos de curvas de crescimento descritas pelos modelos exponencial e sigmoide.

3.6 Metabolismo dos ecossistemas

3.6.1 Produção primária

A radiação solar é a principal fonte de energia para a superfície terrestre. A energia é gerada pelo sol por fusão nuclear. A radiação solar que alcança a superfície da Terra pode ser direta (cuja fonte é o sol) ou difusa (céu, nuvens, partículas). A radiação é importante, pois fornece energia para os produtores primários e suas implicações na cadeia trófica. Somente uma parte da radiação solar que atinge a superfície terrestre pode ser utilizada no processo fotossintético (400 nm a 700 nm), sendo denominada de *radiação fotossinteticamente ativa* (RFA) (RICKLEFS, 2003). As moléculas que ao longo do processo evolutivo desenvolveram a capacidade de absorver comprimento de onda na região da luz visível constituem os pigmentos. A presença de diferentes tipos de pigmentos nas células fotossintetizantes permite que eles absorvam a energia luminosa ao longo, praticamente, de toda a região da luz visível (do azul ao vermelho). Além disso, as clorofilas são capazes de absorver eficientemente dois comprimentos de onda distintos: um mais energético – a luz azul – e outro menos energético – a luz vermelha. Os pigmentos envolvidos na fotossíntese são as clorofilas *a* e *b*, os carotenoides e as ficobilinas. A clorofila *b*, os carotenoides e as ficobilinas constituem os chamados *pigmentos acessórios*.

A taxa de energia (radiante ou química) convertida pela fotossíntese ou quimiossíntese em substâncias orgânicas é definida como *produtividade primária* (ODUM, 1988). A produtividade primária bruta (PPB) corresponde à taxa

global de fotossíntese (ou quimiossíntese) incluindo a respiração, também designada *fotossíntese total* ou *assimilação total*. A taxa de armazenamento da matéria orgânica nos tecidos vegetais (*i.e.* biomassa) é denominada *produtividade primária líquida* (PPL) e constitui-se da PPB menos os eventos ligados a perdas (*i.e.* respiração, morte, exportação). Na prática a PPL é calculada a partir da Equação 13.

$$PPL = \frac{B_2 - B_1}{t_2 - t_1} = \frac{\Delta B}{\Delta t} \quad (\text{e.g. } g \text{ PS } m^{-2} d^{-1}) \quad (13)$$

em que: ΔB = variação da biomassa e Δt = variação do tempo.

Os fatores abióticos (*i.e.* funções de força, também chamadas de *funções motrizes* ou *variáveis externas* ou *funções de controle*: são funções ou variáveis de natureza externa que influenciam o estado do ecossistema) condicionantes do crescimento das plantas, de modo geral, podem ser divididos em três categorias: a temperatura, os nutrientes e a luz. De acordo com as estratégias de sobrevivência adotadas pelas espécies, as variações temporais de cada uma das funções de força interferem de forma diferente entre os organismos. Os modos pelos quais as espécies respondem aos fatores abióticos, em conjunto com os efeitos das relações intra e interespecíficas, determinam as bases da diversidade e abundância das comunidades. Modelos de crescimento de plantas são representações matemáticas de processos fisiológicos associados com o metabolismo das plantas (BEST, 1993). A natalidade, a mortalidade e a migração são os principais fatores que definem o tamanho das populações. Supondo que uma população disponha de espaço e nutrientes ilimitados e que não ocorram outros fatores limitantes (por exemplo, no caso das plantas: luz, temperatura, umidade, etc.), a representação de seu crescimento pode ser efetuada por uma equação exponencial (Equação 8). No entanto, os nutrientes e o espaço disponível são, normalmente, fatores limitantes. Além do que, a fecundidade e a mortalidade variam de acordo com as condições do ambiente e com a idade dos indivíduos. Estes eventos compõem a chamada “resistência do meio”. Dentre os modelos matemáticos simples, o que mais se aproxima do crescimento de uma população com base nos fatores de resistência é o representado pelo modelo logístico (Equação 11). De acordo com os parâmetros desses modelos, verifica-se que os efeitos dos fatores externos (*i.e.* interações do meio) com o crescimento dos vegetais expressam-se no coeficiente de crescimento (μ) e na capacidade de suporte (K); Equação 12.

Taxas elevadas de produção primária ocorrem tanto em ecossistemas naturais quanto nos agroecossistemas quando os fatores físicos estão favoráveis e, principalmente, quando subsídios de energia vindos de fora do sistema reduzem

os custos da manutenção. Tais subsídios podem ser o vento, a chuva e as várias fontes de energias (e.g. marés, combustíveis fósseis, trabalho animal e humano). Desse modo, para avaliar a produtividade de um ecossistema deve-se considerar: (a) a natureza e a grandeza dos prejuízos energéticos resultantes dos estresses climáticos, da colheita, da poluição e outros que desviam a energia do processo produtivo e (b) os subsídios energéticos que auxiliam o processo produtivo, que reduzem as perdas (i.e. seleção de espécies).

3.6.2 Decomposição

Nos ecossistemas a ciclagem e transformações do carbono e demais elementos são constituídas, basicamente, pelos seguintes processos: (a) assimilações das formas inorgânicas (i.e. fotossíntese e quimiossíntese), (b) decomposição aeróbia e (c) decomposição anaeróbia. Essencialmente, a decomposição resulta na mudança de estado de um dado recurso, sob a influência de fatores reguladores bióticos e abióticos (i.e. funções de força) inerentes ao meio (SWIFT, HEAL & ANDERSON, 1979). A expressão mais simples de mudança de estado de um recurso é verificada a partir de sua perda de massa. Análises mais detalhadas revelam que a degradação é constituída por perda de matéria e mudança na composição química do detrito. Assim, tanto a decomposição aeróbia quanto a anaeróbia são constituídas por três mecanismos básicos: a *lixiviação*, a *fragmentação* e o *catabolismo* (i.e. mineralização: transformação de compostos orgânicos em inorgânicos; e.g. CO_2 , H_2O , H_2S , SO_4^{2-} , NO_3^{2-}).

A lixiviação é um processo abiótico no qual os compostos solúveis do detrito são removidos pela ação da água. Por meio da fragmentação se realiza a redução do tamanho original do detrito. Esse processo de natureza física está geralmente relacionado com as atividades de alimentação dos decompositores (ingestão e digestão). Nesse caso é denominado *cominuição*, pois além da trituração do material há modificações químicas dos substratos causadas pela ação metabólica dos organismos. Os resíduos gerados são excretados em partículas menores e com composição química diferente do material ingerido. Quando a fragmentação independe das atividades da alimentação, a diminuição do tamanho dos detritos se processa sem mudanças na composição química. A trituração do material, nesse caso, está relacionada com fatores tais como: a turbulência das águas, as intempéries climáticas e a ação dos ventos. O catabolismo é o processo no qual ocorrem as transformações de compostos orgânicos complexos em moléculas pequenas e simples, por meio de uma reação específica ou uma cadeia de reações. Nesse caso, dependendo das condições do ambiente (e.g. condições aeróbias ou anaeróbias) e do tipo dos organismos presentes, os produtos formados poderão ser orgânicos ou inorgânicos. Alguns poderão ser

ressintetizados e incorporados às estruturas dos organismos decompositores, outros poderão ser incorporados e/ou convertidos na classe dos compostos orgânicos não celulares, tais como as substâncias húmicas. A partir da degradação de vários compostos orgânicos tem-se verificado que o rendimento para a formação de biomassa de microrganismos (imobilização) é, em média (\pm desvio padrão), $48 \pm 9\%$, embora possa haver grande variabilidade (amplitude: 23 a 88%), dependendo do substrato (GAUDY & GAUDY, 1980).

Na Figura 11 apresentam-se, de forma esquemática, os processos citados. Em um período relativamente curto (t_1 a t_2), da ordem de dias a meses, o recurso é atacado por organismos que o fragmentam a resíduos quimicamente inalterados e/ou o trituram e o catabolizam para compostos inorgânicos, estruturas celulares e compostos húmicos. Em paralelo, os processos de lixiviação removem as frações solúveis do substrato original. Numa escala de tempo maior, a decomposição é concluída. Essa escala pode ser da ordem de anos a décadas, devido à lenta ciclagem das estruturas das plantas (e.g. lignina e celulose) e das substâncias húmicas. No decorrer da degradação, esses três processos (lixiviação, catabolismo e fragmentação) atuam simultaneamente sobre o mesmo recurso, o que torna muito difícil distingui-los. Os efeitos desses processos agem, também, de forma global sobre o detrito. A atividade catabólica pode enfraquecer as estruturas e torná-las mais facilmente fragmentáveis. Pode, também, resultar na liberação de compostos solúveis que, por sua vez, poderão ser removidos. Devido ao aumento da superfície específica, a redução do tamanho de partícula tende a favorecer o acesso de enzimas e ampliar a possibilidade de solubilização dos compostos. As velocidades com que os nutrientes e o carbono são ciclados e acumulados dependem, basicamente, dos balanços entre os processos de imobilização e mineralização.

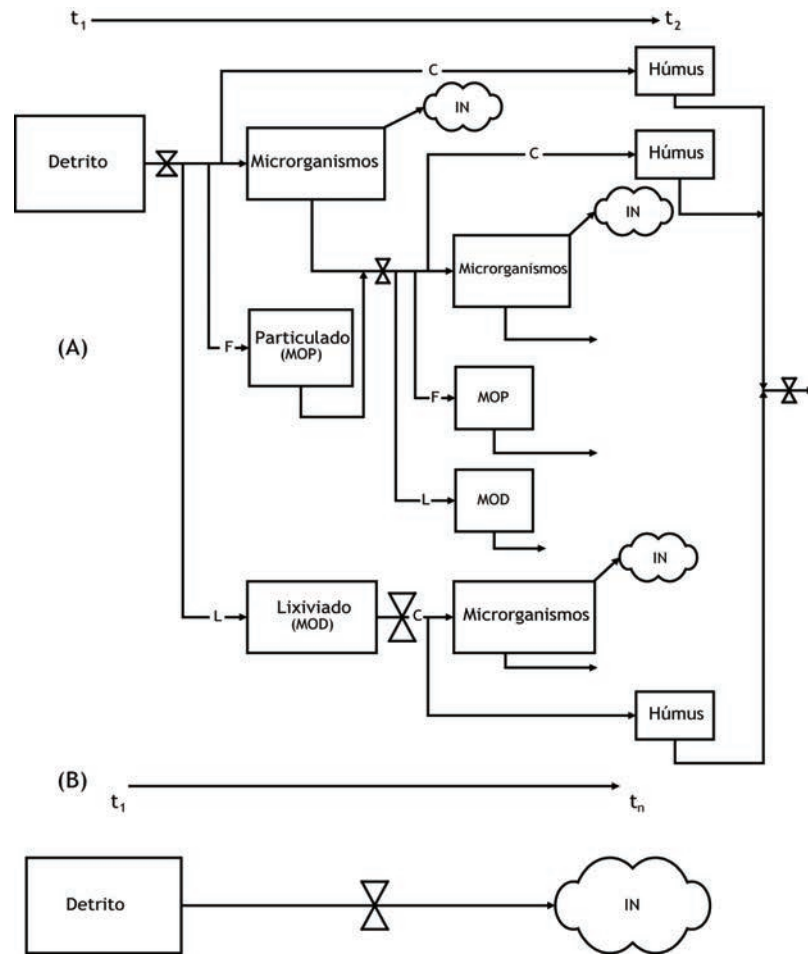


Figura 11 Subsistemas de decomposição: (A) Decomposição de um recurso no curto prazo. Os três componentes do processo, catabolismo (C), fragmentação (F) e lixiviação (L), alteram a composição química (e.g. a mineralização gerando as formas inorgânicas (IN) e a ressíntese formando microrganismos e húmus) e promovem mudanças físicas do detrito (e.g. redução do tamanho de partícula) e a remoção de compostos solúveis para outros locais. (B) Decomposição de um recurso sob um longo período, resultando na sua completa mineralização. As taxas de mudança de estado (setas) estão sujeitas às regras (símbolos de válvulas) devido aos efeitos dos fatores bióticos e abióticos (SWIFT, HEAL & ANDERSON, 1979).

Fonte: adaptada de Swift, Heal & Anderson (1979).

Por *imobilização* de um dado elemento, entende-se como sendo sua incorporação ou manutenção na forma orgânica; processo esse que, nos sistemas aquáticos, é geralmente efetuado através da ação das comunidades fitoplancônicas e de microrganismos, pelas raízes das plantas aquáticas e por meio das interações químicas que envolvem as substâncias húmicas e os processos de adsorção. A mineralização ocorre quando as formas inorgânicas de um dado elemento são liberadas durante o catabolismo de um recurso. Portanto, a disponibilidade de um determinado elemento nutriente depende da mineralização líquida, na qual a resultante desse processo excede a de imobilização (SWIFT, HEAL & ANDERSON, 1979).

Além dos efeitos específicos dos vários tipos de organismos (e.g. bactérias, fungos, protozoários, nemátodos, oligoquetos, artrópodes, moluscos e crustáceos) envolvidos com os processos de decomposição, reporta-se as dependências das velocidades dos processos em função dos seguintes fatores condicionantes (funções de força): (a) temperatura, (b) conteúdo de matéria orgânica e nutrientes dos detritos e do meio, (c) teor de compostos refratários e tipo dos detritos, (d) pH e salinidade do meio, (e) disponibilidade de oxigênio e (f) tamanho de partícula (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI Jr., 2006; JØRGENSEN, 1986; SWIFT, HEAL & ANDERSON, 1979; DAVIS & CORNWELL, 1991; BRANCO & ROCHA, 1977; SCHLEGEL, 1975). De modo geral, o aumento da temperatura induz um aumento exponencial das taxas dos processos catabólicos. O enriquecimento de nutrientes do ambiente nem sempre se traduz no incremento das atividades catabólicas. No entanto, é comum a admissão de que as taxas metabólicas variem em relação aos teores de nutrientes, de acordo com a função proposta por Michaelis-Menten. O conteúdo e a composição dos compostos refratários basicamente condicionam o tempo de meia-vida da ciclagem do detrito. Quanto menor o tamanho de partícula, maior a superfície específica susceptível aos processos catabólicos. Entretanto, para as partículas muito pequenas é possível que o processo de formação dos compostos húmicos seja privilegiado. O pH e a salinidade, de modo geral, condicionam a ocorrência das comunidades e interferem nas velocidades das reações mediadas por enzimas.

Fatores relativos à qualidade dos detritos (e.g. composição química e morfologia estrutural, relação C:N:P, tamanho e origem) alteram as taxas de decomposição. Os detritos são metabolizados tanto na presença quanto na ausência de oxigênio e, normalmente, os processos aeróbios de decomposição são mais rápidos. A disponibilidade dos aceptores de elétrons determina, por sua vez, as rotas metabólicas pelas quais os compostos serão processados e, conseqüentemente, os tipos de produtos finais. Quando disponível, o oxigênio é o principal aceptor de elétrons e os produtos finais do metabolismo aeróbio são principalmente gás carbônico, água e material celular. Durante a mineralização aeróbia ocorrem, portanto, pressões sobre a disponibilidade de oxigênio dissolvido, afetando desta forma o balanço de oxigênio nos ecossistemas aquáticos. Na ausência ou escassez de oxigênio, as degradações podem ocorrer utilizando outros compostos como aceptores de elétrons (NO_3^{2-} , SO_4^{2-}). Nesse caso, tais processos (definidos como *respiração anaeróbia*) geram como produtos finais CO_2 , N_2 e H_2S . Nos processos fermentativos o carbono orgânico é parcialmente metabolizado, acumulando-se na forma de compostos intermediários (e.g. ácidos orgânicos, metanol) e os aceptores de elétrons são compostos orgânicos. Com relação a fermentação, o CH_4 e o CO_2 são os dois produtos finais predominantes e resultam da ação de vários grupos de microrganismos. Dentre os fatores controladores

da metanogênese podemos citar: (a) a disponibilidade de aceptores de elétrons, (b) a quantidade e qualidade dos detritos, (c) a temperatura e (d) o pH.

Vários modelos matemáticos têm sido utilizados para descrever os processos de perda de massa da decomposição, tanto em ambientes terrestres quanto em aquáticos (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI Jr., 2006). Os quatro modelos mais empregados são: (a) modelo exponencial simples (cinética de primeira ordem): baseia-se no pressuposto de que as taxas de decomposição sejam proporcionais à quantidade de matéria orgânica remanescente e que o recurso seja homogêneo do ponto de vista químico, (b) modelo exponencial múltiplo (cinética de primeira ordem): considera que a matéria orgânica não seja um substrato homogêneo, que consiste em vários compostos, tais como: lignina, celulose, carboidratos solúveis, etc., nesse caso, cada estrutura (ou tipo de composto químico) apresenta uma taxa de decomposição e esta é proporcional à quantidade de recurso remanescente, (c) modelo sigmoide (cinética de primeira ordem com fator de restrição): adota a ocorrência de um tempo de transição durante as primeiras etapas da degradação, até que os microrganismos decompositores colonizem o detrito, nesse caso, na prática, as perdas de massa ocorrem em paralelo com o crescimento dos microrganismos, (d) modelo linear: adota que as taxas de decomposição sejam constantes em função do tempo (cinética de ordem zero), não sendo proporcionais às massas dos detritos remanescentes e tão pouco com o crescimento dos microrganismos.

As taxas de decomposição são definidas por fatores externos (e.g. tempo de exposição e intensidade das radiações ultravioletas). As unidades dos coeficientes de decomposição (geralmente expressos pela constante k) variam em função do modelo adotado (e.g. cinética de primeira ordem $[T^{-1}]$: min^{-1} ; h^{-1} ; dia^{-1} ; cinética de ordem zero $[M T^{-1}]$: mg dia^{-1} ; $\mu\text{g mês}^{-1}$; kg ano^{-1}). Uma vez que a degradação dos detritos está diretamente ligada à atividade enzimática, diferenças nessa atividade refletem-se em mudanças dos coeficientes de decomposição. Outros fatores controladores (funções de força) como: abrasão, temperatura, potencial de oxirredução, fotoxidação e oxidações químicas, também contribuem para as alterações dos valores dessas constantes (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI Jr., 2006).

O modelo mais utilizado é o exponencial simples (Equação 14) que foi originalmente desenvolvido para descrever a decomposição em ambientes terrestres (JENNY, GESSEL & BINGHAM, 1949; OLSON, 1963). Segundo Webster & Benfield (1986), o k constitui o parâmetro que deve ser utilizado para comparações dos processos de decomposição sob diferentes condições experimentais (e.g. incubações *in situ* e sob condições controladas). Na década de 1970, foi intensamente utilizado nas comparações de perdas de massa de folhas em riachos. Por sua vez, de acordo com o proposto por Minderman (1968), a decomposição deve ser representada por um conjunto de equações exponenciais, no qual cada

uma das equações refere-se a um composto (e.g. lignina, celulose) ou a uma classe de compostos (e.g. fibras); Equação 15.

$$W_t = W_0 e^{-kt} \quad (14)$$

em que: W_t = quantidade de detritos remanescentes num dado tempo [M]; W_0 = quantidade inicial de detritos [M]; k = coeficiente de decomposição [tempo^{-1}]; t = tempo

$$W_t = W_1 e^{-k_1 t} + W_2 e^{-k_2 t} + W_3 e^{-k_3 t} + \dots + W_n e^{-k_n t} \quad (15)$$

em que: W_t = quantidade de detritos remanescentes num dado tempo [M]; W_1 = quantidade inicial do substrato 1 [M] (e.g. celulose); k_1 = coeficiente de decomposição do substrato 1 [tempo^{-1}]; W_2 = quantidade inicial do substrato 2 [M] (e.g. lignina); k_2 = coeficiente de decomposição do substrato 2 [tempo^{-1}]; W_n = quantidade inicial do enésimo substrato [M] (e.g. celulose); k_n = coeficiente de decomposição do enésimo substrato [tempo^{-1}]; t = tempo

Por se constituir num modelo cinético de primeira ordem, o princípio do modelo proposto por Minderman (1968) é similar ao da equação exponencial simples (*i.e.* as taxas de reação são proporcionais à quantidade de detrito); contudo, ele é mais minucioso, pois considera a heterogeneidade estrutural do detrito. Desde a sua postulação, esse modelo tem sido utilizado frequentemente para a comparação dos processos de decomposição de macrófitas aquáticas e de outros recursos vegetais (e.g. folhas, caules, galhos, serapilheira). Nesses casos, a consideração de apenas duas classes de compostos (e.g. compostos lábeis e/ou solúveis e compostos refratários) tem sido suficiente para a representação satisfatória das cinéticas de perda de massa. Outros eventos decorrentes da decomposição (e.g. mineralização dos lixiviados, consumo de oxigênio) e inclusões dos efeitos de variáveis abióticas (e.g. temperatura) e bióticas (e.g. composição química do detrito) têm sido acoplados a esses modelos exponenciais (simples ou múltiplos). Para tanto, as relações estequiométricas e as constantes de perda de massa constituem-se nos parâmetros utilizados para expressar tais ocorrências.

Considerando diversos experimentos de decomposição verificou-se que os detritos possuem natureza heterogênea (BIANCHINI Jr., 2003). Nesse contexto, a mineralização do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas ocorre por três rotas (Figura 12; Tabela 2).

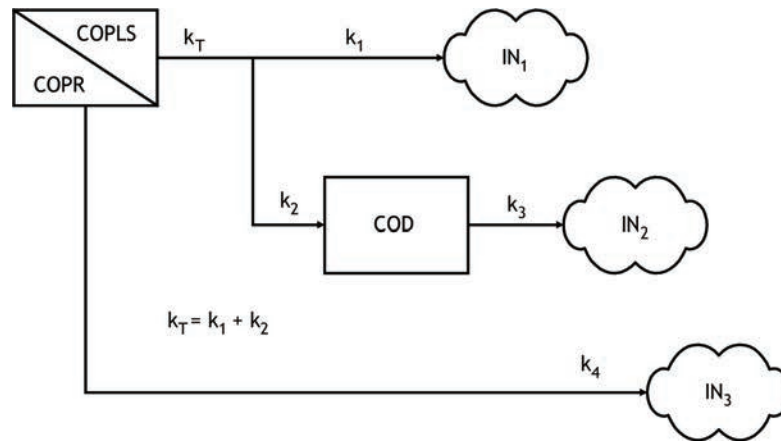


Figura 12 Modelo cinético proposto para descrever as rotas de liberação do carbono (dissolução e mineralização) da decomposição das macrófitas aquáticas, em que: COPLS = carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel dos detritos; COPR = carbono orgânico particulado refratário (\approx fibras); k_T = coeficiente global de perda de massa de COPLS ($k_1 + k_2$); k_1 = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis; k_2 = coeficiente de lixiviação dos compostos solúveis; k_4 = coeficiente de mineralização dos compostos refratários; IN₁ = mineralização das frações lábeis (1ª rota); IN₂ = mineralização do COD (2ª rota); IN₃ = mineralização do COPR (3ª rota).

Fonte: adaptada de Bianchini Jr. & Cunha-Santino (2005).

Tabela 2 Médias dos teores das frações lábeis/solúveis (COPLS) e refratárias (COPR) dos detritos e coeficientes de decomposição (k_T e k_4) calculados da degradação de 81 experimentos de macrófitas aquáticas. Em que: n = número de experimentos e $t_{1/2}$ = tempo de meia-vida.

Macrófitas aquáticas	n	COPLS (%)	COPR (%)	k_T (dia ⁻¹)	$t_{1/2}$ (dia)	k_4 (dia ⁻¹)	$T_{1/2}$ (mês)
Total	81						
Média		29,6	70,4	0,81	0,85	0,0078	2,9
Desvio Padrão		16,8	16,8	0,78	0,89	0,0127	1,8

Fonte: adaptada de Bianchini Jr. (2003).

A primeira rota considera as oxidações (químicas e biológicas) dos compostos orgânicos lábeis (COL) em paralelo com a lixiviação (formação) das frações solúveis (COD). A segunda rota refere-se à oxidação dos compostos orgânicos lixiviados (COD) e a terceira compreende a oxidação das estruturas refratárias do detrito (COP).

Diante da importância da mineralização para o entendimento dos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos, vários métodos têm sido propostos para descrever a evolução desse processo. Dentre os mais usuais, pode-se citar: (a) os rastreamentos de isótopos radioativos e de elementos inorgânicos,

(b) os acompanhamentos das gerações de gases, (c) os decréscimos dos teores de compostos orgânicos, (d) as atividades enzimáticas dos microrganismos associados, (e) as formações de substâncias húmicas, (f) a depleção da concentração de oxigênio dissolvido e (g) produção de gases. Em relação aos métodos diretos, o mais frequente constitui-se na avaliação temporal da perda de massa dos detritos. Para tanto, utilizam-se sacos de decomposição (*litterbags*) para experimentos realizados *in situ* ou câmaras de decomposição caso o experimento seja realizado *in vitro*. Dentre os métodos indiretos destaca-se o consumo de oxigênio e as evoluções de dióxido de carbono e metano.

UNIDADE 4

Fluxo de energia e ciclos biogeoquímicos

4.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é tratar o papel da radiação solar no funcionamento dos ecossistemas e comparar as diferenças entre os fluxos de energia e de matéria. São discutidos particularmente os ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, tendo em vista exemplificar o caráter cíclico dos elementos. Ao final desta unidade o leitor deverá ser capaz de identificar os diferentes caminhos pelos quais a energia é dissipada e os elementos que circulam nos ecossistemas, assim como os fatores que condicionam esses processos.

4.2 Problematizando o tema

A luz solar constitui-se na principal fonte de energia nos ecossistemas naturais e nos agroecossistemas. O caráter unidirecional da energia se contrapõe com o da circulação dos elementos (*i.e.* ciclos biogeoquímicos). A resolução de um problema ambiental ou mesmo o favorecimento do crescimento de um determinado tipo de organismo (*i.e.* aumento da produção vegetal ou animal, conforme usualmente pretendido nos agroecossistemas) demanda o conhecimento prévio dos caminhos utilizados na aquisição e dissipação da energia e das rotas de circulação da matéria orgânica e dos macronutrientes.

4.3 Fluxo de energia nos ecossistemas

Os raios solares (*i.e.* energia radiante emitida pelo sol sob a forma de radiação eletromagnética) interagem com a atmosfera terrestre sendo em parte refletidos ou bloqueados por ela gradativamente. A radiação solar que não é bloqueada chega até a superfície da Terra.

Nesse contexto, a quantidade de radiação solar recebida no Equador é quase constante (7900 a 8200 $\text{cal cm}^2 \text{ dia}^{-1}$), sendo que nos polos pode variar de zero a 1100 $\text{cal cm}^2 \text{ dia}^{-1}$. No Nordeste brasileiro o fluxo diário de energia é de 100 a 800 $\text{cal cm}^2 \text{ dia}^{-1}$ (PINTO-COELHO, 2000). Além de se constituir no principal fator de sustentação da vida, uma vez que sem essa energia não haveria a fotossíntese, ela é também a principal responsável pela dinâmica da atmosfera, das correntes marinhas, do ciclo da água e pelas características climáticas do planeta. Conseqüentemente, define o tipo de ecossistema que irá se desenvolver numa dada região.

Nos diferentes ecossistemas a energia flui unidirecionalmente através dos níveis tróficos mudando apenas as espécies, a quantidade de níveis tróficos e a biomassa dos organismos em cada nível. A quantidade de níveis tróficos e de

biomassa decorre da energia solar disponível. Se há muita energia em um ecossistema, pode haver mais níveis tróficos ou maior quantidade de biomassa de organismos em cada nível trófico.

A região do espectro eletromagnético que é aproveitada pelos produtores primários está compreendida aproximadamente entre 400 e 700 nm (luz visível; Tabela 3). Comprimentos de onda menores que 400 nm (UV), devido ao elevado teor energético, podem provocar alterações moleculares profundas, com consequências graves para os organismos (HÄDER & SINHA, 2005). Contrariamente, as radiações acima de 740 nm não possuem a energia necessária para induzir alterações.

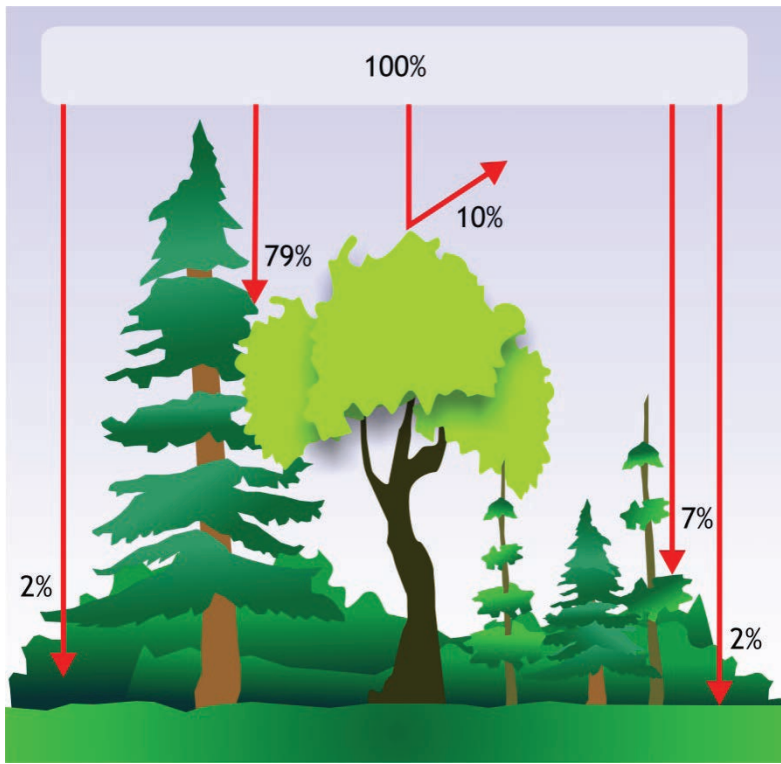
Tabela 3 Porcentagem de energia radiante que chega à superfície da Terra e o aproveitamento da radiação na fotossíntese.

Faixa espectral	Aproveitamento na fotossíntese	%
UV	Insignificante	10
IV	Insignificante	45
Visível	Significante	45

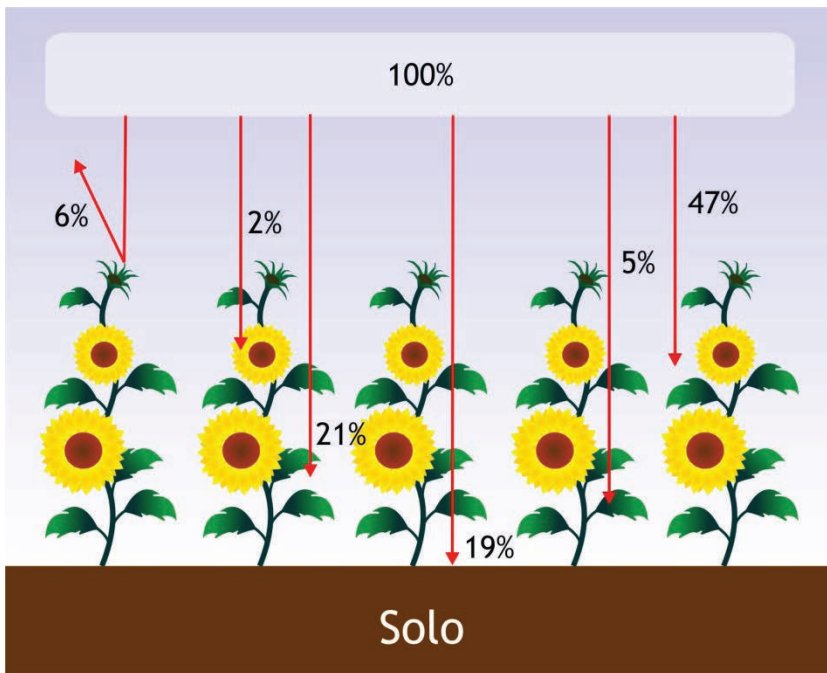
Fonte: adaptada de Pinto-Coelho (2000).

Em um sistema florestal ocorre, normalmente, diminuição da intensidade luminosa da copa para o solo. A intensidade da radiação solar decresce exponencialmente em função da reflexão e absorção, gerando consequentemente modificações na composição espectral da radiação solar (Figura 13 A). Desse modo, nos estratos inferiores aumenta a proporção de luz difusa. A atenuação da radiação na cobertura vegetal depende principalmente da densidade da folhagem, do arranjo das folhas no interior da vegetação e do ângulo existente entre a folha e a radiação incidente (LARCHER, 2000). Por causa da ausência de copas de árvores, em áreas com culturas é normal a ocorrência de intensidades de radiação solar elevadas até nas camadas superficiais dos solos (Figura 13 B).

Nos ecossistemas aquáticos, devido a vários fatores (*e.g.* refração, presença de matéria orgânica dissolvida, material particulado e plâncton) a radiação solar também sofre alterações na qualidade espectral e de intensidade (Figura 14). Os efeitos da radiação solar sobre os ecossistemas aquáticos manifestam-se em função da dispersão, absorção e transformações da radiação (KIRK, 1994; WETZEL, 1983).



A



B

Figura 13 Dispersão da radiação solar em um ecossistema terrestre natural (A) e em um agroecossistema (B).

Fonte: adaptada de Larcher (2000).

Os processos de absorção são seletivos e geram diferentes consequências (e.g. as moléculas de água absorvem a radiação com $\lambda > 740$ nm, esta é convertida

em energia calorífica, os organismos clorofilados apresentam picos de absorção na faixa do azul e do vermelho e a radiação é convertida em biomassa pelos processos fotossintéticos). Na coluna d'água, a atenuação da radiação, gerada pelos processos de absorção e dispersão, ocorre de modo exponencial (Figura 14).

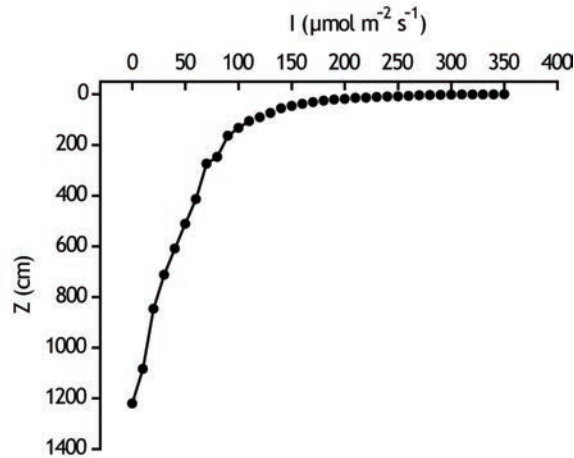


Figura 14 Absorção da radiação fotossinteticamente ativa em ambientes aquáticos.

A disponibilidade de radiação numa determinada profundidade depende, basicamente, de sua intensidade na superfície (I_0) e do coeficiente de atenuação vertical da radiação. Por sua vez, esse coeficiente depende da dispersão e da capacidade de absorção: (a) das moléculas de água, (b) das substâncias dissolvidas (e.g. compostos húmicos), (c) dos organismos clorofilados (e.g. microalgas e macrófitas aquáticas) e (d) das partículas (orgânicas e inorgânicas) em suspensão (KIRK, 1994).

Nesse contexto, define-se a profundidade da *zona eufótica* (sinônimo de região iluminada) como sendo aquela na qual a quantidade de radiação seja 1% de I_0 , sendo um valor empírico (KIRK, 1994). Admite-se que nessa região os processos de produção primária (P) predominem sobre os de decomposição (D), assim $P/D > 1$, sendo usual denominá-la como *zona trofогênica* (Figura 15). Quando $P/D < 1$ define-se a *zona trofolítica* (WETZEL, 1983).

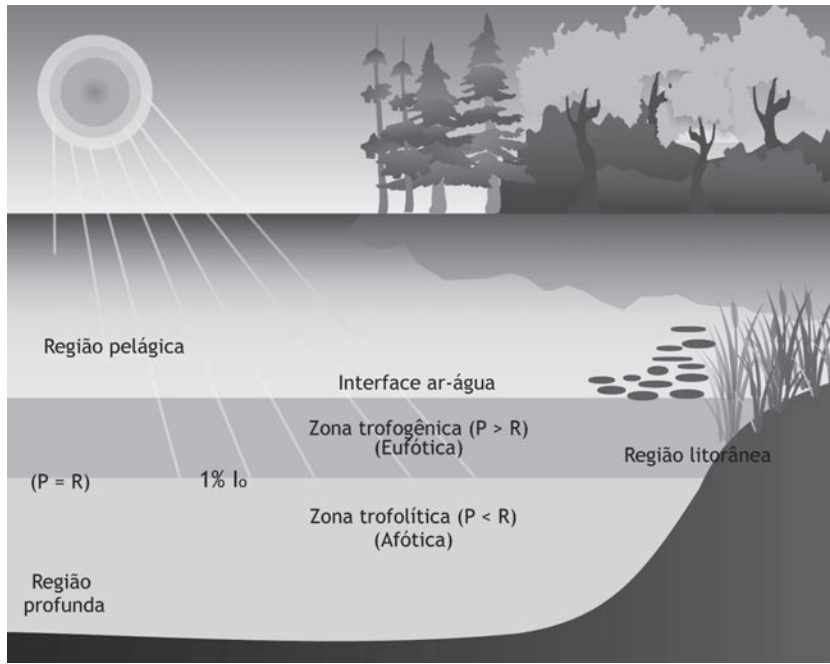


Figura 15 Dispersão da radiação solar no ambiente aquático.

4.4 Introdução aos ciclos biogeoquímicos

Um sistema ecológico apresenta entradas e saídas de energia e matéria. São inúmeras as variáveis (incluindo a estrutura biológica e a diversidade, a heterogeneidade geológica, o clima, as estações) que controlam o fluxo de água e dos elementos nos ecossistemas (ODUM & BARRETT, 2007). Essas variáveis são chamadas de *funções de força*, *i.e.* tanto os componentes bióticos quanto abióticos dos ecossistemas são importantes na definição e na regulação do fluxo de matérias dentro e entre os ecossistemas (JØRGENSEN, 1986). Os elementos químicos tendem a circular entre a biosfera, a atmosfera, a litosfera e a hidrosfera em caminhos específicos, denominados ciclos biogeoquímicos (LIKENS & BORMANN, 1995).

Nessas vias mais ou menos circulares ocorrem as ciclagens de nutrientes (ODUM & BARRETT, 2007). Na natureza, os elementos químicos são recursos finitos e caso não ocorram as ciclagens estes podem esgotar-se. Por sua vez, a energia difunde-se pelo planeta Terra sem o problema de acabar porque sua fonte (*i.e.* a energia solar) se constitui em um recurso infinito, sendo seu fluxo unidirecional. Dos 103 elementos químicos descritos, sabe-se que de 30 a 40 são necessários à vida (PINTO-COELHO, 2000). Essa variedade de elementos químicos é necessária aos processos metabólicos e na síntese de biomassa, *i.e.* novos tecidos. Alguns desses elementos são conhecidos como *macronutrientes* (aqueles necessários em grandes quantidades). Os elementos que são requeridos em pequenas quantidades são conhecidos como *micronutrientes* ou

elementos traço (Tabela 4). Alguns elementos químicos são essenciais para a vida: oxigênio, carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre.

Tabela 4 Elementos essenciais para as plantas.

	Elementos essenciais
Macronutrientes	C, H, O, N, Ca, P, Mg, S, K
Micronutrientes	Cl, Fe, Mn, B, Cu, Mo, Zn, Ni

Fonte: adaptada de Smith & Smith (2009).

Os ciclos podem ser divididos em dois compartimentos: (a) o reservatório e (b) a ciclagem. O compartimento reservatório é o maior componente, neste os processos são normalmente lentos e não biológicos. O compartimento de ciclagem é menor e apresenta processos rápidos entre os organismos e seu ambiente imediato (ODUM, 1988). As transformações que incorporam formas inorgânicas de elementos nas moléculas das plantas, animais e microrganismos são chamadas de *processos assimilativos*. Um exemplo seria a fotossíntese, na qual a energia solar é a fonte de energia para a mudança do carbono na forma inorgânica (CO₂) para a forma orgânica (carboidratos). Na ciclagem do carbono a respiração (das plantas e animais) é um processo que está em equilíbrio com a fotossíntese, sendo denominado *desassimilativo* (RICKLEFS, 2003). Os elementos do compartimento reservatório vão lentamente sendo disponibilizados aos organismos; por outro lado, elementos do compartimento de ciclagem podem se tornar indisponíveis, ficando aprisionados.

Os ciclos biogeoquímicos são classificados em dois grupos: gasosos e sedimentares (ODUM & BARRETT, 2007). Nos ciclos gasosos o reservatório está situado na atmosfera ou na hidrosfera (e.g. oxigênio, carbono, nitrogênio). Os ciclos gasosos ajustam-se rapidamente às perturbações, devido aos grandes volumes envolvidos com a atmosfera ou com os oceanos. Por exemplo, os aumentos locais na produção de CO₂ tendem a ser rapidamente dissipados através da absorção pelas plantas e formação de carbonatos no mar. São ciclos bem equilibrados em termos globais pela sua capacidade de se ajustarem às mudanças. No entanto, existem limites a esse ajuste. Os ciclos sedimentares (e.g. fósforo e enxofre) tendem a ser menos controlados e mais afetados por perturbações locais, porque a grande massa de material está contida na crosta terrestre (nas rochas e sedimentos), na qual predominam processos lentos de circulação.

4.5 Os ciclos biogeoquímicos

4.5.1 O ciclo hidrológico

Embora a água não seja um elemento químico, e sim uma substância composta de hidrogênio e oxigênio (H_2O), se distingue dos outros ciclos por duas peculiaridades: (a) a molécula de água não sofre transformações e (b) os seres vivos não influenciam o ciclo (ODUM & BARRETT, 2007).

Na Terra, a água possui um volume de 1384 milhão de km^3 , sendo que sua distribuição é desigual (DAJOZ, 2006). A água ocupa 70% da superfície da Terra e a maior parte, 97,3%, é salgada. Apenas 2,7% do total é água doce, em que 77% está congelada, 22% é composta de água subterrânea e o restante está na atmosfera e nos organismos. Apenas 0,36% estão presentes nos rios, lagos e pântanos, ficando disponível para uso. A água é uma das matérias-primas da fotossíntese. Os átomos de hidrogênio participam da produção de matéria orgânica (CH_2O) e os átomos de oxigênio se unem para formar o O_2 liberado para a atmosfera.

O ciclo da água (Figura 16) é movido pela energia solar que incide na Terra, sendo representado pelos seguintes processos: (a) evaporação, (b) precipitação, (c) evapotranspiração, (d) infiltração, (e) percolação e (f) escoamento superficial (TUNDISI, 2005).

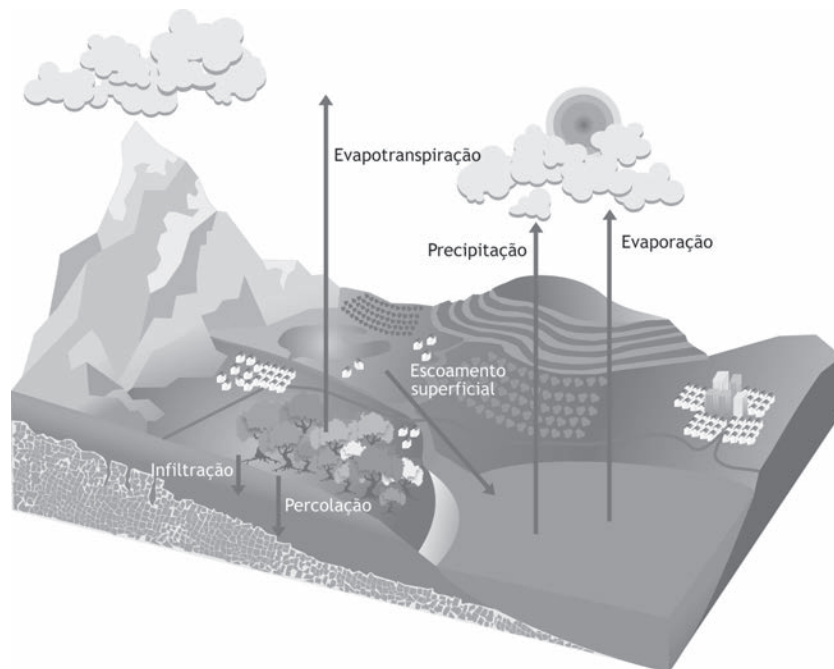


Figura 16 Ciclo hidrológico em uma bacia hidrográfica.

A evaporação refere-se ao processo de transformação da água líquida para a fase gasosa, sendo que a maior parte da evaporação ocorre nos oceanos, ca. 84% (MILLER, 2007). A precipitação indica qualquer forma de deposição a partir da atmosfera, podendo se apresentar na forma líquida ou sólida (IBGE, 2004). A evapotranspiração consiste no vapor d'água proveniente dos solos e das plantas. A diferença entre a infiltração e a percolação é que, no primeiro caso, a água é absorvida pelo solo, já na percolação a água entra no solo e nas formações rochosas alcançando o lençol freático (TUNDISI, 2005). As precipitações que caem nos ecossistemas terrestres, e que não são infiltradas ou percoladas, formam o escoamento superficial, que flui até um corpo hídrico receptor (e.g. oceano, rio, lago, reservatório).

4.5.2 Ciclo do oxigênio

O oxigênio está presente em quantidades elevadas na atmosfera, ca. 20,95% (PIDWIRNY, BUDIKOVA & VRANES, 2010). Esse elemento circula entre os compartimentos ar (na forma de gases como O_3 , O_2 e de vapor d'água), água (ambientes lênticos e lóticos continentais e oceanos), no solo (representando 46,60% da composição elementar na crosta; DAJOZ, 2006) e por fim na biosfera (na composição dos organismos vivos). A fotossíntese realizada pelas plantas libera ca. 8 moles de oxigênio $\times m^2 \times$ ano na atmosfera, esse oxigênio é respirado pelas plantas e pelos organismos heterotróficos (DASH, 1993). Assim, os processos de respiração e de fotossíntese se constituem em processos metabólicos controladores do balanço de oxigênio (Figura 17).

A fotossíntese é realizada pela vegetação terrestre e pelo fitoplâncton nos ambientes aquáticos tanto oceânicos quanto continentais. Conforme descrito na Equação 3 (Unidade 1), a fotossíntese transforma dióxido de carbono e água em oxigênio e matéria orgânica (e.g. glicose). Por sua vez, os principais processos de remoção de oxigênio da atmosfera são a respiração aeróbia e a combustão de recursos orgânicos (e.g. biomassa vegetal, derivados de petróleo). A respiração aeróbia é realizada por animais, vegetais e microrganismos decompositores aeróbios (Equação 1).

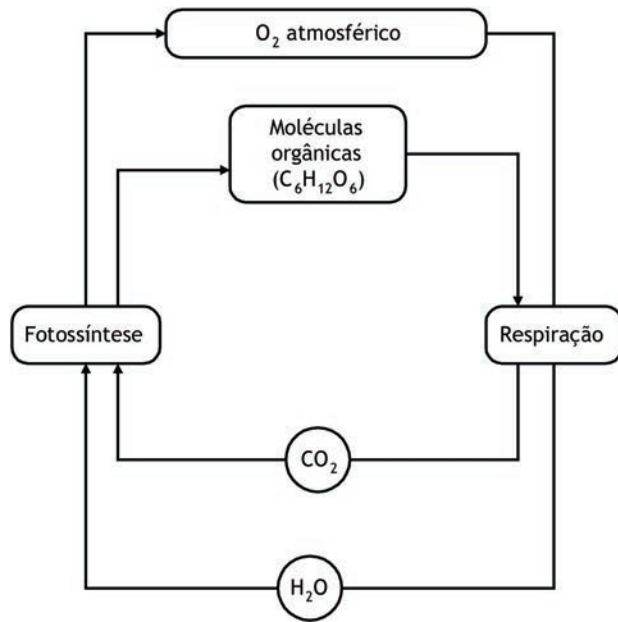


Figura 17 Ciclo do oxigênio.

Fonte: adaptada de Dash (1993).

4.5.3 Ciclo do carbono

O carbono é componente básico de vários compostos orgânicos necessários à vida (carboidratos, proteínas, lipídios) e circula pela biosfera por meio do ciclo do carbono (MILLER, 2007). O carbono pode ocorrer na forma dissolvida ou particulada, inorgânica ou orgânica. É encontrado em diversos reservatórios: (a) atmosfera (na forma de CO₂), (b) nos oceanos (na forma de carbonatos dissolvidos), (c) no solo (e.g. nas turfeiras) e (d) nos organismos vivos (DAJOZ, 2006; Figura 18).

Três classes de processos fazem o carbono circular entre os ambientes aquáticos e terrestres: (a) reações assimilativas e desassimilativas (respiração e fotossíntese), (b) troca de dióxido de carbono entre a atmosfera e os oceanos e (c) sedimentação de carbonatos (RICKLEFS, 2003).

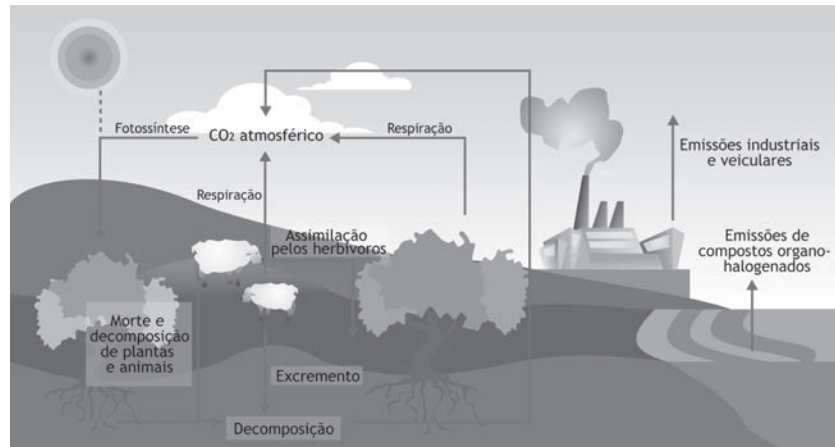


Figura 18 Diagrama esquemático do ciclo do carbono.

Fonte: adaptada de UCAR (University Corporation for Atmospheric Research).

Pelo processo fotossintético, as plantas utilizam a energia solar e o CO_2 da atmosfera, produzindo oxigênio e matéria orgânica (e.g. glicose). No processo de respiração tanto os organismos heterótrofos quanto os autótrofos emitem CO_2 para a atmosfera. O CO_2 se dissolve na água rapidamente, assim os oceanos contêm cerca de 50 vezes mais CO_2 que a atmosfera (RICKLEFS, 2003). As atividades antrópicas, principalmente a queima de combustíveis fósseis, têm aumentado as concentrações de carbono na atmosfera, significando uma influência adicional no ciclo global do carbono (BAIRD, 2002). Cerca de $\frac{3}{4}$ das perturbações humanas no ciclo do carbono é devido à queima de combustíveis fósseis, sendo que a emissão é maior que 6 Gt de carbono por ano (APPS, 2010).

O CO_2 atmosférico, combinado com a água nos ecossistemas aquáticos, forma o ácido carbônico, que reage lentamente com o cálcio e com o magnésio, formando carbonatos que são depositados. Assim, o mar é um eficiente tamponador de CO_2 atmosférico (ODUM & BARRETT, 2007).

O processo de decomposição tanto dos organismos mortos (vegetais e animais) quanto dos excrementos ciclam o carbono detrital por meio do metabolismo aeróbio e anaeróbio, disponibilizando esse elemento na forma de carbono inorgânico para os processos fotossintéticos.

4.5.4 Ciclo do nitrogênio

O nitrogênio é o elemento mais abundante na atmosfera (N_2 representa 78% na composição do ar seco). Constitui-se num elemento importante, pois é utilizado pelos seres vivos na formação de proteínas (ESTEVES, 1998). O ciclo do nitrogênio (Figura 19) tem seu principal reservatório na atmosfera, onde embora o elemento seja abundante, por ser uma molécula estável, não reage facilmente

com outros elementos e não pode ser absorvido e utilizado diretamente pelas plantas ou animais (MILLER, 2007); frequentemente é um nutriente limitante do crescimento das plantas. Estas apenas conseguem utilizar o nitrogênio nos processos anabólicos (*i.e.* produção de aminoácidos e proteínas) na forma de íon de amônio (NH_4^+); quando assimilam nitrato (NO_3^-) esse íon é reduzido intracelularmente para amônio para ser incorporado no metabolismo. Em geral, esses íons são obtidos por meio da fixação biológica do nitrogênio ou de processos de decomposição. Os processos do ciclo do nitrogênio são:

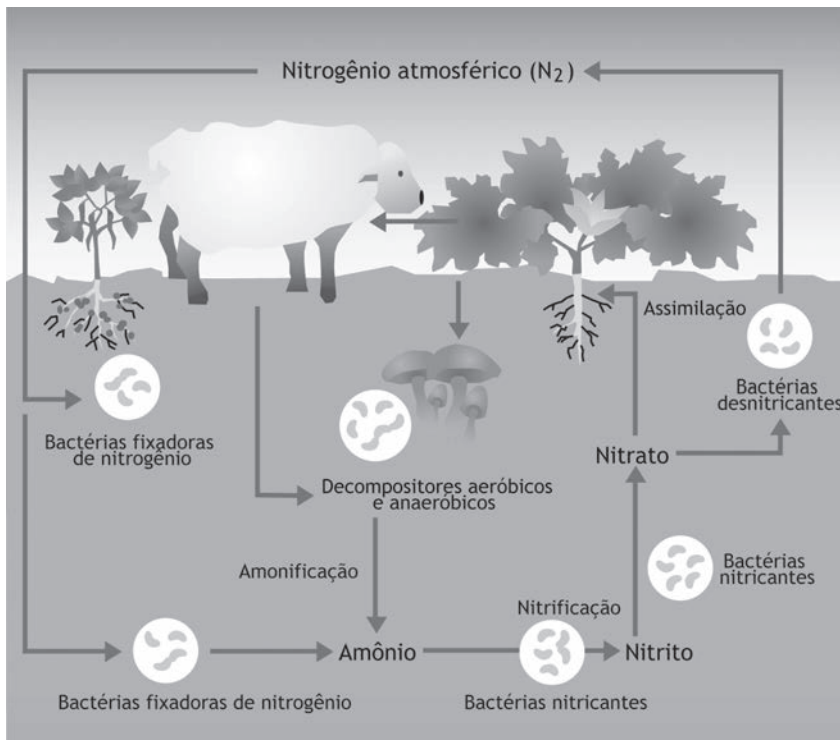


Figura 19 Diagrama esquemático do ciclo do nitrogênio.

Fonte: adaptada de Campbell & Reece (2007).

- (a) Fixação biológica: Algumas bactérias possuem a capacidade de capturar moléculas de nitrogênio e transformá-las em íon amônio (NH_4^+). Essas bactérias podem ser de vida livre ou viver em associações simbióticas, como é o caso das bactérias do gênero *Rhizobium*, que podem viver em simbiose com plantas leguminosas, formando nódulos em suas raízes (DAJOZ, 2006). Nos ambientes aquáticos, as algas azuis também se constituem num dos principais grupos que fixam o nitrogênio molecular. As enzimas responsáveis por esse processo são denominadas *nitrogenase*. Esse procedimento constitui-se num processo ativo, ou seja, há gasto de energia para realizá-lo (Equação 16). Desse modo, a assimilação preferencial dos vegetais no que se refere ao nitrogênio é na forma

de íon amônio, cuja existência não é tão abundante. Contudo, dependendo do pH do meio, esse íon pode ser convertido em amônio não ionizado (e.g. NH_4OH), que é frequentemente tóxico (WETZEL, 1983).



(b) Amonificação: por meio da mineralização (*i.e.* conversão de compostos orgânicos em inorgânicos pela decomposição) os compostos nitrogenados dos detritos orgânicos (e.g. ácidos nucleicos, proteínas, aminoácidos; Figura 17) são transformados em amônia (que posteriormente se ionizará em amônio) por intermédio de fungos e de bactérias aeróbias ou anaeróbias (WETZEL, 1983).



(c) Nitrificação: envolve a oxidação do nitrogênio, primeiro de amônio para nitrito e desse íon para o nitrato (Equações 18 e 19). A oxidação do amônio (*i.e.* nitrificação) é um processo que só acontece na presença de um agente oxidante, sendo realizado por bactérias nitrificantes. Na primeira etapa, o amônio é oxidado em nitrito (NO_2^-) pelas bactérias do gênero *Nitrossomonas* e numa segunda etapa o nitrito é oxidado em nitrato (NO_3^-) pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* (KUZNETSOV, 1970). A soma das duas reações é expressa pela Equação 20.



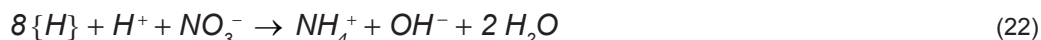
(d) Respiração do nitrato: nesse processo bactérias anaeróbias ou anaeróbias facultativas (e.g. *Enterobacter*, *Escherichia coli*) utilizam o nitrato como receptor de hidrogênio no processo de respiração, em que as bactérias oxidam a matéria orgânica sem a presença de oxigênio

molecular (*i.e.* atmosférico ou dissolvido). Esse processo denomina-se *respiração anaeróbia* e do ponto de vista energético é apenas cerca de 10% menos eficiente que a respiração aeróbia. Comparando-se as eficiências energéticas entre a respiração aeróbia (Equação 1; ca. 686 kcal mol⁻¹) e a fermentação (Equação 2; 28 cal mol⁻¹) é possível avaliar que é bastante elevada a eficiência energética da respiração anaeróbia. A respiração do nitrato ocorre por dois processos distintos: (a) a desnitrificação (Equação 21) e (b) amonificação (Equação 22). Dessas reações verifica-se que o nitrogênio é transformado da forma mais oxidada (NO₃⁻) para a mais reduzida (N₂ ou NH₄⁺) e, para que ocorra, esse processo é acoplado (subsidiado) com a degradação de matéria orgânica, que fornece a energia necessária (*i.e.* hidrogênios moleculares e íons hidrogênio das reações 21 e 22). Na desnitrificação o nitrogênio retorna à atmosfera sob a forma de gás, deixando o ambiente (*e.g.* solos, rios, lagos e oceanos); Schlegel (1975).

Desnitrificação (redução do nitrato a nitrogênio molecular)



Amonificação (redução do nitrato a amônia)



As atividades antrópicas contribuem significativamente para a entrada de substâncias nos ecossistemas, rompendo o equilíbrio dos ciclos biogeoquímicos em escala local, regional e global (TOWNSEND, BEGON & HARPER, 2006). Podemos citar como exemplos a produção de CO₂ e óxidos de nitrogênio e enxofre pela queima de combustíveis fósseis.

4.5.5 Ciclo do fósforo

A importância do fósforo está na sua participação em reações envolvidas com o armazenamento de energia (ATP) e estruturação da membrana celular (LEHNINGER, 1993; ESTEVES, 1998), além disso é constituinte dos ossos e dos dentes (RICKLEFS, 2003). O ciclo do fósforo (Figura 20) não possui uma fase gasosa, como os demais ciclos (*e.g.* CO₂, vapor d'água, N₂), e, portanto, esse elemento não circula na atmosfera.

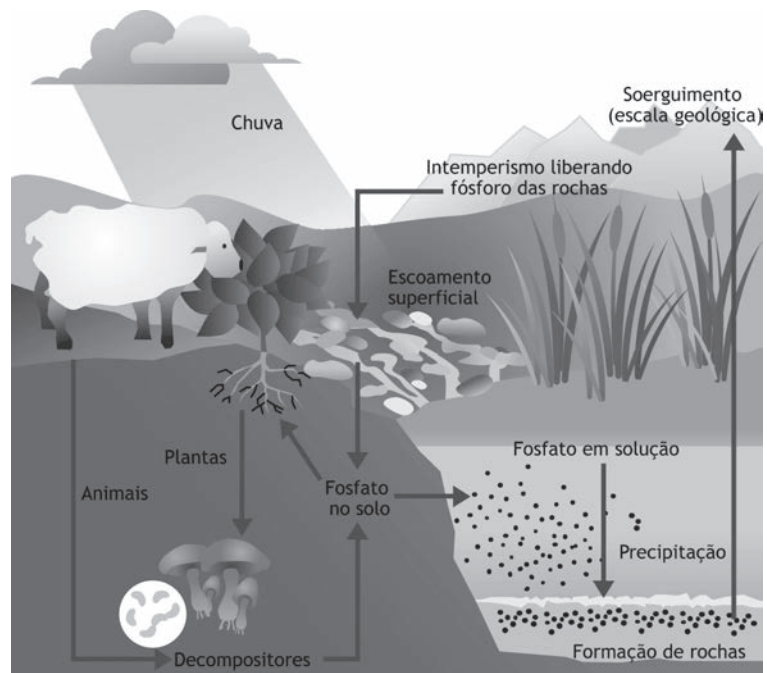
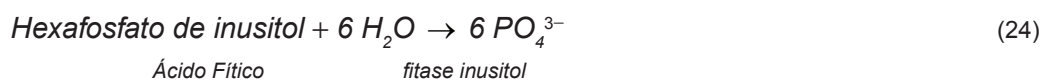


Figura 20 Diagrama esquemático do ciclo do fósforo.

Fonte: adaptada de Campbell & Reece (2007).

O ciclo do fósforo é lento e o grande reservatório do elemento está na crosta terrestre na forma de sais de fosfato, sendo que por meio do intemperismo o fósforo é desagregado, principalmente na forma de fosfato (PO_4^{-3}) (MILLER, 2007), dessa forma esse é um processo que ocorre numa escala geológica de tempo. Após a morte dos organismos vegetais e animais, o fosfato é disponibilizado durante os processos de decomposição, as enzimas responsáveis por essas reações são fosfatases (bactérias) e fitases (fungos). O fosfato liberado da mineralização (Equações 23 e 24) pode ser assimilado pelos organismos (sendo ciclados rapidamente) ou sofrer precipitação formando rochas (ciclo em escala geológica). Diante de sua escassez frente aos demais elementos, o fósforo frequentemente constitui-se no fator limitante da produção primária (MILLER, 2007), tanto nos ecossistemas terrestres como nos aquáticos.

Bactérias (fosfatases)



4.5.6 Ciclo do enxofre

O enxofre é um componente de aminoácidos (e.g. metionina, cisteína), portanto não pode faltar para a produção de proteínas (LEHNINGER, 1993). O ciclo do enxofre apresenta dois reservatórios (Figura 21), sendo que a maior parte do elemento encontra-se no subsolo, nas rochas e minerais e nos sedimentos dos oceanos (MILLER, 2007). Normalmente o enxofre não é tão limitante para o crescimento das plantas e animais como o nitrogênio e o fósforo (ODUM & BARRETT, 2007). No solo e na água o enxofre assume a forma de sulfato (SO_4^{-2}), sendo absorvido pelas raízes dos vegetais ou utilizado pelas bactérias redutoras de sulfato.

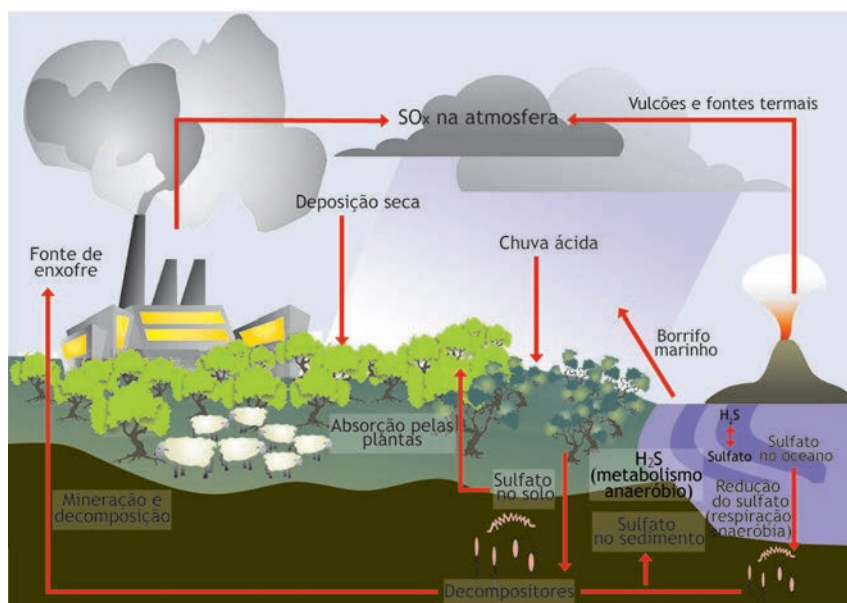
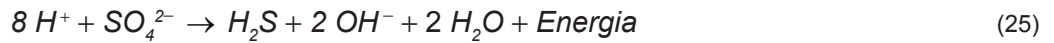


Figura 21 Diagrama esquemático do ciclo do enxofre.

Fonte: adaptada de Muyzer & Stams (2008).

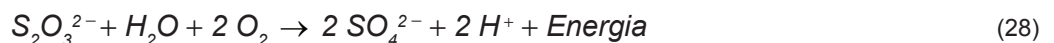
Na atmosfera, o enxofre tem origem natural das atividades vulcânicas e da decomposição da matéria orgânica. Várias atividades antrópicas (e.g. as combustões de carvão e de petróleo e seus derivados) liberam óxidos de enxofre (e.g. SO_x) que ao reagirem com o vapor d'água podem gerar chuva ácida. A chuva ácida promove a acidificação de corpos d'água e do solo, afetando os organismos presentes. O maior impacto da chuva ácida ocorre em lagos ou riachos de água alcalina e em solos já ácidos que carecem de tampões, tais como os carbonatos. A acidificação de ambientes terrestres e aquáticos decorre, ainda, da ação biológica, devido à respiração anaeróbica das bactérias redutoras de sulfato, que geram H_2S como produto final (SCHLEGEL, 1975). Esse processo denominado de “respiração do sulfato” é de grande importância nos ambientes marinhos. Em vários ambientes costeiros, a redução do sulfato que ocorre nos sedimentos é a principal responsável (mais de 90%) pela mineralização do carbono (KING, 2005).

A exemplo do que ocorre com o nitrato (que no processo de respiração anaeróbia é convertido em nitrogênio molecular; Equação 21), o enxofre, na forma de sulfato, quando é utilizado pelas bactérias redutoras de sulfato (*i.e.* dessulfurantes), retorna para a atmosfera na forma de gás sulfídrico (Equação 25). Esse processo é denominado dessulfurização ou respiração do SO_4^{2-} (ESTEVES, 1988):



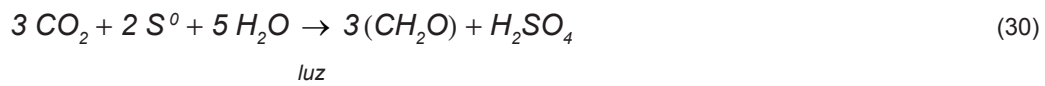
As fontes de H^+ para a ocorrência da dessulfurização são: ácidos orgânicos, hidrogênio molecular e alcalóides provenientes da degradação da matéria orgânica (SCHLEGEL, 1975).

Nos ambientes aeróbios (*e.g.* sedimentos ricos em matéria orgânica, águas paradas (brejos, canais, alagados) ricas em H_2S e ainda com oxigênio dissolvido) ocorre a oxidação do gás sulfídrico (H_2S). Esse processo é realizado por bactérias dos gêneros *Beggiatoa*, *Thiothrix* e *Thiobacillus* (*e.g.* Equações 26 a 28) e como há desprendimento de energia nessas reações a oxidação do H_2S constitui-se em quimiossíntese, *i.e.* obtém-se a energia necessária para a fixação do carbono a partir da oxidação de compostos inorgânicos reduzidos (MANDELSTAM, McQUILLEN & DAWES, 1982).



Em locais com ausência de oxigênio e com presença de luz (*e.g.* estratos inferiores dos ambientes aquáticos) também ocorre a oxidação do gás sulfídrico a sulfato, contudo, nesse caso, em vez da quimiossíntese ocorre a fotossíntese anaeróbia, operada pelas bactérias sulfurosas fotoautótrofas púrpuras (*Chromatium*) ou verdes (*Chlorobium*). Na fotossíntese anaeróbia (Equações 29 a 31) os doadores de hidrogênio são o H_2S e compostos reduzidos (*e.g.* sulfetos), enquanto que na fotossíntese aeróbia o composto doador de hidrogênio é a água (Equação 3). Nesse caso, depois de formado, o enxofre elementar (S^0) é convertido para sulfato por processos metabólicos (MANDELSTAM, McQUILLEN & DAWES, 1982).

Fotossíntese anaeróbia



UNIDADE 5

Problemas ambientais atuais

5.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é apresentar os principais problemas ambientais decorrentes das várias atividades antrópicas (e.g. industriais, agroindustriais) típicas da atualidade. Discutem-se os problemas relativos à sobre-exploração de recursos naturais (*i.e.* animais e vegetais), introdução de espécies exóticas, alterações físicas do ambiente (fragmentação e destruição da paisagem), poluição e mudanças climáticas. Ao final desta unidade, o leitor deverá ser capaz de contextualizar as alterações dos ecossistemas (aquáticos e terrestres) decorrentes das pressões ambientais da sociedade moderna.

5.2 Problematizando o tema

As resoluções dos principais problemas ambientais da atualidade requerem o conhecimento prévio das suas causas. Normalmente, os distúrbios ambientais decorrem do aumento da população e, portanto, do aumento da demanda por água, alimentos, materiais e energia. Para os profissionais que atuam nessa área, é fundamental o dimensionamento dos problemas tendo em vista discutir as ações que os neutralizem ou, ao menos, os minimizem.

5.3 Os principais problemas ambientais na atualidade

As atividades humanas causam interferências no funcionamento e metabolismo dos ecossistemas. As pressões sobre os recursos naturais e a degradação dos recursos hídricos, dos solos e do ar iniciaram uma preocupação globalizada sobre o desenvolvimento econômico e tecnológico e suas repercussões no ambiente (*i.e.* impactos ambientais e utilização dos recursos naturais). No final da década de 60 do século XX, as sociedades de diversos países começaram a se mobilizar frente ao agravamento dos problemas ambientais. Na década de 70, vários países como os EUA, Canadá, Inglaterra, França e Brasil implantaram sistemas de avaliação de impacto ambiental em suas legislações (ROHDE, 2006). A Tabela 5 mostra a cronologia de alguns eventos internacionais importantes que discutiram aspectos relacionados com a problemática ambiental. Vários autores discutem a cronologia desses eventos que iniciaram discussões entre vários países sobre as prioridades de ações frente aos problemas ambientais (ver DIAS, 1998; LE PRESTE, 2000).

Tabela 5 Breve cronologia de alguns eventos internacionais que discutiram aspectos relacionados com a problemática ambiental.

Ano	Local	
1968	França	Conferência Intergovernamental de Peritos
1968	Itália	Clube de Roma
1971	Irã	Convenção de Ramsar
1972	Suécia	Conferência de Estocolmo
1972	–	Publicação do relatório <i>Limites do Crescimento</i>
1977	Geórgia	Conferência Intergovernamental sobre educação ambiental
1987	–	Publicação do relatório Brundtland
1992	Brasil	Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (Eco-92)
1997	Japão	Protocolo de Quioto
2000	EUA	Cúpula do Milênio
2002	África do Sul	Conferência Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável
2009	Dinamarca	15ª Conferência das Partes da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima

De maneira geral, esses eventos contribuíram para o desenvolvimento de um pensamento crítico e de alcance mundial sobre o desenvolvimento sustentável, o crescimento populacional, a interferência antrópica no ambiente e o papel da educação ambiental na preservação do planeta.

Dentre as principais atividades antrópicas que interferem no ambiente e na diversidade biológica podemos citar: (a) sobre-exploração de recursos animais e vegetais (e.g. pesca, caça, extração de madeira), (b) introdução de espécies exóticas, (c) alteração física do ambiente (e.g. fragmentação e destruição), (d) poluição e (e) mudanças climáticas (RICKLEFS, 2003; PRIMACK & RODRIGUES, 2006).

A exploração de recursos naturais é uma prática que sempre foi realizada pelos seres humanos, e que garantiu a sobrevivência de nossa espécie até os dias atuais. Exemplos de exploração de recursos naturais são atividades como: a caça, a pesca, a colheita, o extrativismo. A exploração de recursos (tanto de origem animal quanto vegetal) é viável se considerarmos o tempo de reprodução das espécies. Quando a intensidade da exploração torna-se maior que a reposição destas no ambiente, essa atividade afeta diretamente a diversidade de espécies, além de que práticas de exploração também causam a deterioração ambiental. Segundo Primack & Rodrigues (2006), a sobre-exploração de espécies é uma prática bastante difundida, sendo controlada pelo mercado comercial. O mico-leão, o pau-brasil, a palmeira juçara, o pau-rosa, a manjuba e a sardinha verdadeira são exemplos de recursos que foram sobre-explorados (SALATI, SANTOS & KLABIN, 2006). No *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*, publicado pelo Ministério do Meio Ambiente em 2008,

há relatos de que as anêmonas-gigantes foram sobre-exploradas em Arraial do Cabo, no Rio de Janeiro (MACHADO, DRUMMOND & PAGLIA, 2008). Um estudo realizado pela FAO (*Food and Agriculture Organization*) lançou um alerta a respeito da sobre-exploração de recursos pesqueiros no mundo. Em relação ao Brasil, 30% dos peixes da Bacia Amazônica estão sobre-explorados ou em recuperação. Alguns exemplos são: tambaqui surubim, jaraqui e curimatã (FAO, 2002).

Diferentemente das espécies nativas, *i.e.* supostamente ou comprovadamente originárias de uma região geográfica específica (IBGE, 2004), as espécies exóticas invasoras são organismos que foram introduzidos fora da sua área de distribuição natural (MMA, 2006). Por serem exóticas podem ameaçar ecossistemas, habitats ou outras espécies.

A introdução de espécies exóticas é considerada a segunda maior causa de extinção de espécies no planeta. A publicação *Espécies Exóticas Invasoras: Situação Brasileira*, do Ministério do Meio Ambiente, contemplou inventários de espécies considerando vários ambientes (terrestre, marinho, águas continentais e de sistemas de produção; Figura 22 A) e a saúde humana (Figura 22 B). Pode-se notar que o ambiente terrestre foi o que mais apresentou introdução de espécies exóticas ($n = 176$, sendo 68 espécies animais e 108 espécies vegetais); as águas continentais (*i.e.* ecossistemas de água doce) e o ambiente marinho apresentaram o menor número de espécies exóticas ($n = 49$ e 66 , respectivamente) se comparados com o ambiente terrestre. O inventário de espécies exóticas para os sistemas de produção indicou a existência de 155 espécies introduzidas. Foram identificadas 97 espécies invasoras que afetam a saúde humana (Figura 22 B), sendo encontrados 14 vírus, 11 bactérias, 7 protozoários, 8 fungos, 12 helmintos, 7 moluscos, 18 artrópodes e 20 espécies de vegetais.

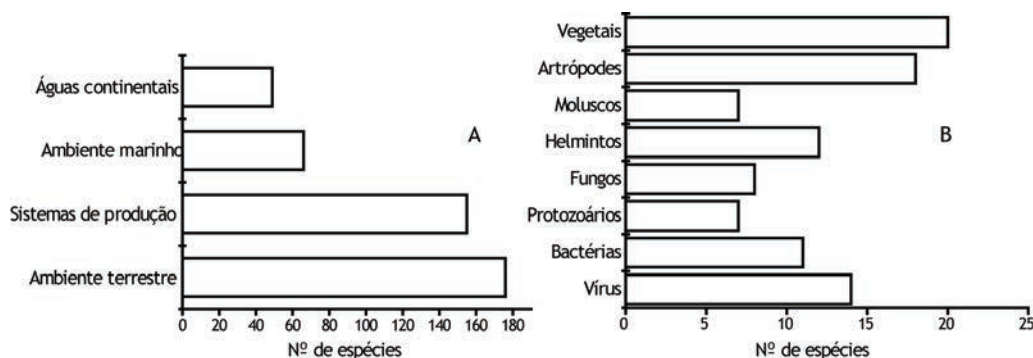


Figura 22 Número de espécies exóticas inventariadas em ambiente terrestre, de águas continentais, marinho e para os sistemas de produção (A) e espécies que afetam a saúde humana (B).

Fonte: dados a partir de MMA (2006).

A fragmentação é um processo que causa a alteração física do ambiente e tem sido intensificada pela ação antrópica, contudo esse processo pode ter causa natural (flutuações climáticas, heterogeneidade de solos, topografia, processos de sedimentação e hidrodinâmica de rios e no mar e processos hidrogeológicos; CONSTANTINO et al., 2005). A fragmentação refere-se às alterações no ambiente natural (terrestre ou aquático), sendo o processo no qual o habitat contínuo é dividido em partes (CERQUEIRA et al., 2005). Fiszon et al. (2005) apontam como início das causas antrópicas da fragmentação no Brasil a ocupação do continente pelos europeus. A partir desse momento as atividades socioeconômicas orientaram a ocupação de áreas naturais. A ação humana sobre as florestas pela extração de madeiras, como o pau-brasil, as demandas decorrentes dos ciclos econômicos, como a produção de cana-de-açúcar e de café, e as atividades pecuárias intensificaram a ação humana sobre os ambientes naturais (e.g. Mata Atlântica). As práticas agrícolas exercem uma grande pressão sobre os ambientes naturais; nesse contexto várias atividades, como desmatamentos, uso do fogo para preparação do solo, monocultura, mecanização intensiva, uso indiscriminado de agrotóxicos, afetam a diversidade biológica e também causam fragmentação dos biomas em que essas atividades se instalam. A publicação *Fragmentação de ecossistemas – causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*, do Ministério do Meio Ambiente, faz uma revisão sobre o processo de fragmentação no Brasil. Essa publicação aborda as causas da fragmentação, seus efeitos sobre a biodiversidade e a gestão de paisagens fragmentadas.

De maneira geral, a poluição é qualquer substância que ocorre em um meio (*i.e.* nos compartimentos ar, água ou solo) e que altera suas características originais (BERNARDES & SOARES, 2005). O crescimento populacional aliado ao desenvolvimento econômico aumenta a pressão sobre os recursos naturais da Terra. A população mundial cresce atualmente a uma taxa exponencial ca. 1,22% ao ano (Figura 23; UNITED NATIONS, 2004) e o tempo de duplicação das populações humanas é de 45 anos (DAJOZ, 2006). Os principais componentes da crise ambiental são: população, recursos naturais e poluição. Nesse sentido a população processa os recursos naturais gerando algum tipo de poluição. Do equilíbrio desses três elementos (população, recursos naturais e poluição) dependerá o nível de qualidade de vida no planeta (BRAGA et al., 2005).

Os recursos naturais são representados pelas matérias-primas renováveis e não renováveis obtidas diretamente da natureza e aproveitadas pelo homem (IBGE, 2004). Segundo Miller (2007) os recursos naturais podem ser classificados em perenes, renováveis e não renováveis (Figura 24). Os recursos perenes são os que em uma escala de tempo humana são renovados constantemente, como e.g. energia solar; os recursos renováveis são aqueles que podem ser repostos rapidamente, em questão de horas a décadas. Em contrapartida os recursos não renováveis existem

em uma quantidade constante no planeta e só poderiam ser renovados em uma escala de tempo geológica, *i.e.* de milhões a bilhões de anos. Pode-se observar que a poluição está presente nos vários compartimentos da Terra (*i.e.* no ar, no solo e nas águas superficiais e subterrâneas).

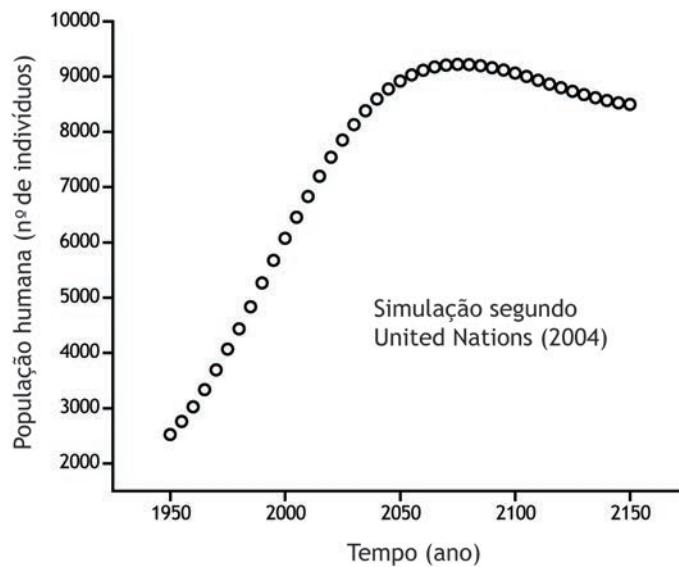


Figura 23 Projeção da população humana.

Fonte: dados a partir de United Nations (2004).

Oscilações climáticas envolvendo resfriamento e aquecimento do planeta são episódios comuns na trajetória histórica da Terra. Alternâncias entre os episódios glaciais (*i.e.* avanços e recuo de geleiras) são comuns se considerarmos os diversos eventos climáticos do planeta; assim sete grandes períodos glaciais são reconhecidos, sendo que o mais antigo data de 2300 milhões de anos atrás (OLIVEIRA, CORDANI & FAIRCHILD, 2009). Emissões vulcânicas, choques de meteoros e mudanças na intensidade da radiação solar são algumas das causas dessas oscilações (MILLER, 2007). Nas últimas décadas, a preocupação mundial a respeito das rápidas alterações climáticas estabeleceu em 1988 o *Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, que congrega cientistas de países membros das Nações Unidas, analisa informações técnico-científicas e elabora relatórios. O IPCC revisa e avalia informações científicas de caráter técnico e socioeconômico relevantes para o entendimento das mudanças climáticas (IPCC, 2010). O *Relatório Síntese* do ano de 2007 emitido pelo IPCC indicou uma elevação das concentrações atmosféricas de gases, como o dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso, desde 1750 (IPCC, 2007). Em 2008, o IPCC lançou um relatório técnico contendo informações sobre Mudanças Climáticas e a Água, pelo qual foram abordados os seguintes assuntos: gestão de recursos de água doce, mudanças climáticas, estudos estratégicos, planejamento espacial e desenvolvimento socioeconômico.

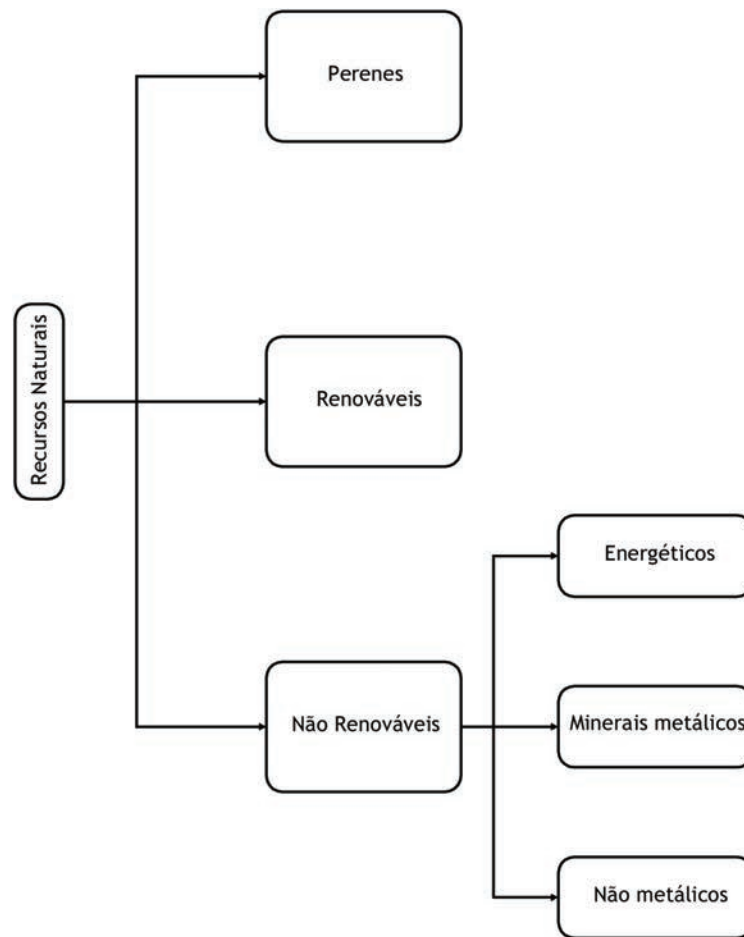


Figura 24 Classificação dos recursos naturais.

5.4 Conceitos sobre poluição e contaminação

A poluição pode ser definida como alterações nas condições naturais de um sistema, por entrada de energia ou substância (ART, 2001) de origem antrópica, em que ocorre a degradação das condições naturais (e.g. alteração dos fluxos de energia e/ou alteração das características físicas e químicas do ambiente) desse sistema, de forma que se torne prejudicial aos recursos biológicos como fauna, flora, ou saúde do Homem (DAJOZ, 1979). Outra definição considera a poluição como uma modificação antropogênica que induz uma alteração quantitativa e qualitativa do ambiente, apresentando como consequência reações bióticas (*i.e.* seres vivos) e provocando efeitos reversíveis ou irreversíveis dos sistemas atingidos (SCHÄFER, 1985). A poluição apresenta caráter ubíquo, podendo também ser definida como a acumulação e o efeito adverso de contaminantes/poluentes na saúde humana, no bem estar e no ambiente (PEPPER, GERBA & BRUSSEAU, 2006). A poluição ocorre quando há excesso de uma substância, gerada pela atividade humana, no sítio ambiental errado (AZEVEDO, 1999).

Como se pode observar, a definição de poluição é extremamente ampla e pode abranger poluentes tanto de origem natural quanto antrópica (DAJOZ, 1979). Ressalta-se que a poluição natural é rara. Um exemplo desse tipo de evento pode ser uma erupção vulcânica que libera (no compartimento ar) gases como SO_2 , CH_4 e H_2S e material particulado fino. Um exemplo clássico foi a erupção do Monte Santa Helena (Washington, EUA) em maio de 1980. Fogos em florestas e pradarias (mesmo acidentais) são classificados como fontes naturais de poluição (VALLERO, 2008). Uma revisão sobre *Riscos à saúde de substâncias orgânicas* de Bandeira & Miller (2006) aponta que as atividades dos vulcões ocorrem de forma explosiva e espalham na Terra substâncias oriundas do interior do planeta. Assim, o vulcão Pinatubo, situado nas Filipinas, entrou em erupção em 1991 e ejetou na atmosfera 42 milhões de toneladas de gás carbônico, além de sulfatos, cloretos e metais pesados (Zn, Cu, Cr, Pb, Ni, Cd e Hg).

Uma visão simplificada do conceito de poluição considera como algo no lugar errado e na concentração errada (HOLDGATE, 1979). De uma abordagem prática, a poluição é um elemento indicador de prejuízo sanitário, econômico ou simplesmente estético (BRANCO, 1972).

O Homem polui o ambiente desde o Neolítico, com o desenvolvimento da agricultura, que permitiu o sedentarismo e conseqüentemente o adensamento populacional. No entanto, as fontes de poluição eram limitadas (tanto pelo tipo de poluente quanto pela extensão), sendo que os problemas ambientais atingiam uma escala local. A poluição que contaminava os solos era, sobretudo, de origem microbiológica e orgânica (RAMADE, 1979b), enquanto que a poluição do ar era proveniente da queima da biomassa (VALLERO, 2008). O agravamento da poluição foi um evento que acompanhou o crescimento populacional, a urbanização e a industrialização. A poluição decorrente da Revolução Industrial é um marco histórico que propiciou a instalação de uma sociedade tecnocrata.

O conjunto de ações antrópicas ao explorar os recursos naturais visando o desenvolvimento econômico (tanto industrial quanto urbano) foi se intensificando. Com o incremento dos processos industriais, outros problemas começaram a surgir, sendo que os efeitos da poluição (do solo, do ar e da água) passaram de uma escala local para uma escala regional e global. Dentre os principais problemas ambientais podemos citar: a eutrofização, o despejo de resíduos, acidificação das águas e o aquecimento global (TUNDISI, 2005). As causas e os efeitos da poluição são resultantes, sobretudo, de ações antrópicas. Assim, tornam-se essenciais ações efetivas no controle das fontes emissoras de poluentes, que podem ser definidos como qualquer substância ou energia que, lançada ao meio, interfere no funcionamento de parte ou todo o ecossistema (ACIESP, 1997). Os poluentes podem ser primários e secundários: os primários exercem um efeito prejudicial na forma em que são aduzidos no ambiente, enquanto

os secundários são sintetizados como resultado de processos químicos e frequentemente originários de compostos precursores menos tóxicos (ALLOWAY & AYRES, 1993).

Para que um episódio de poluição se concretize são necessários alguns elementos (Figura 25): (a) a fonte poluidora, (b) o poluente, (c) o meio de transporte (água, ar ou diretamente no solo) e (d) o agente receptor, *i.e.* que pode ser o ecossistema, um organismo ou uma estrutura. A poluição também pode ser classificada de várias formas: (a) pela fonte (*e.g.* industrial, agrícola, na produção de energia), (b) pelo meio afetado: poluição do solo, do ar e da água e (c) pela natureza do poluente, *e.g.* surfactantes, metais pesados (ALLOWAY & AYRES, 1993).

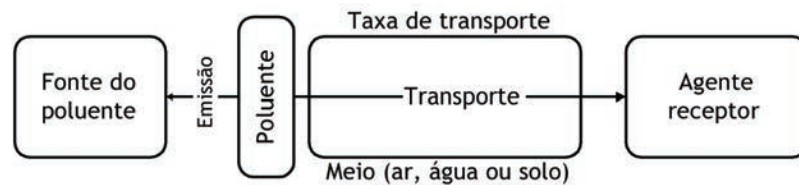


Figura 25 Modelo simplificado da efetivação da poluição.

Fonte: adaptada de Holdgate (1979).

Pode-se também classificar um poluente de acordo com suas características intrínsecas que determinarão o efeito produzido depois dessa substância ou energia ser aduzida no ambiente: (a) toxicidade (de curto, médio ou longo prazo), (b) persistência, (c) dispersão, (d) reações químicas, (e) tendência na bioacumulação nas cadeias alimentares e (f) facilidade de controle (ALLOWAY & AYRES, 1993).

Embora exista na literatura o uso de poluição como sinônimo de *contaminação*, será adotada a definição sugerida por Branco (1972), que preconiza que a poluição altera o meio onde a biota vive, constituindo-se um processo passivo em relação aos organismos (animais e vegetais) presentes, enquanto o processo de contaminação é ativo em relação a eles. Por exemplo, o lançamento de elementos na água que sejam diretamente nocivos à biota, por consumo ou absorção, é uma contaminação. Assim, a presença de agentes patogênicos ou substâncias tóxicas constitui-se em casos de contaminação. Podemos distinguir vários níveis de efeitos da poluição nos sistemas biológicos, desde moléculas até o ecossistema (Tabela 6).

Tabela 6 Efeitos da contaminação/poluição em diferentes níveis nos sistemas biológicos.

Nível de organização	Exemplos de efeitos
Moléculas	Mutação
Células	Alteração nas reações enzimáticas
Tecidos	Formação de tumores
Órgãos	Efeitos teratogênicos
Organismos	Mortalidade
População	Alteração na reprodução
Comunidade	Mudança na diversidade
Eossistema	Eutrofização

Fonte: adaptada de Hueck apud Schäfer (1985).

Vários estudos sobre agrotóxicos organofosforados e organoclorados atuam como genotóxicos em vários organismos (REHANA, MALIK & AHMAD, 1996; REVANKAR & SHYAMA, 2009). Estudos realizados por Cavalcante, Martinez & Sofia (2008) apontam que o Roundup® (herbicida a base de glifosato) produziu efeitos genotóxicos nos eritrócitos e nas células das brânquias de *Prochilodus lineatus* (nome vernacular: curimatá). O desenvolvimento anormal em larvas de *Danio rerio* (nome vernacular: paulistinha) foi observado quando os indivíduos foram submetidos a testes com diferentes concentrações de naftaleno policlorado (SISMAN & GEYIKOGLU, 2008). Duas categorias de informações são importantes quando se trata da poluição e do controle de uma população específica: (a) a concentração de poluentes nos tecidos de um organismo membro de uma população e (b) mudanças em variáveis biológicas como condição fisiológica, reprodução e mortalidade (REIJNDERS & AGUILAR, 2002). Atualmente existe uma vasta literatura sobre *eutrofização* (*i.e.* adução de nutrientes aos sistemas aquáticos). Wang & Wang (2009) realizaram uma revisão sobre mitigação da eutrofização em ambientes lênticos. Impactos do excesso de nutrientes em ecossistemas de água doce, marinhos e terrestres foram estudados por Smith, Tilman & Nekola (1999), esse estudo identificou os principais efeitos da adução de nutrientes nos ecossistemas aquáticos e terrestres (*e.g.* acúmulo de biomassa algal e de macrófitas aquáticas, incremento da produtividade das plantas vasculares, mudanças na química dos solos).

As fontes de poluição podem ser classificadas em (a) *difusas* e (b) *pontuais*. As fontes difusas (também chamadas de não pontuais) são provenientes de vários locais, ou seja, originam-se de múltiplos pontos de descarga como, por exemplo, os escoamentos urbanos e agrícolas. As fontes pontuais resultam da descarga de poluentes em locais específicos e podem ser facilmente identificadas, *i.e.* são fontes concentradas como, por exemplo, esgotos domésticos e industriais (DAVIS & CORNWELL, 1991).

5.5 Bioacumulação e biomagnificação

Bioacumulação refere-se ao processo em que um poluente é incorporado por uma planta ou animal por exposição direta de um meio contaminado (solo, sedimento ou água) ou por se alimentar de um recurso contendo o elemento químico (EPA, 2010). Os termos *bioacumulação* e *biomagnificação* (ou magnificação biológica) são correlacionados. O primeiro refere-se ao mecanismo pelo qual ocorre acúmulo do contaminante, que resulta das maiores taxas de absorção frente às de eliminação nos organismos; o segundo é o aumento da concentração de substâncias ou elementos quimicamente estáveis (como pesticidas, metais pesados, material radioativo) conforme se avança numa cadeia alimentar (ODUM & BARRETT, 2007).

Os compostos organoclorados são substâncias que contêm uma ligação com o cloro. A maioria desses compostos é sintetizada artificialmente e entra no ambiente pela atividade antrópica, exemplos são os pesticidas DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano) e BPC (Bifenilas Policloradas). Uma análise da biomagnificação de poluentes orgânicos persistentes (POP) na cadeia alimentar no delta do rio Mekong (Vietnã) identificou um incremento de DDT e BPC nos elos da cadeia trófica composta por uma amostra integrada de fitoplâncton, quatro espécies de crustáceos e seis espécies de peixes (IKEMOTO et al., 2008). A Tabela 7 mostra a média encontrada nos elos para BPC e DDT.

Tabela 7 Concentração dos organoclorados nos organismos do delta do rio Mekong.

Elos tróficos	BPC (ng/g PF)	DDT (ng/g PF)
Fitoplâncton	0,017	0,058
Crustáceos (n = 4)	2,32	5,38
Peixes (n = 6)	4,28	8,61

n = refere-se ao número de espécies analisadas

PF = peso fresco

Fonte: dados calculados a partir de Ikemoto et al. (2008).

UNIDADE 6

Poluição e monitoramento do ar e do solo

6.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é discutir as alterações que caracterizam as poluições do ar e do solo. Apresentam-se também os indicadores (físicos, químicos e biológicos) usualmente utilizados nos monitoramentos da qualidade do ar e do solo. Ao final desta unidade o leitor deverá ser capaz de identificar as poluições do ar e do solo e seus efeitos sobre os funcionamentos dos ecossistemas.

6.2 Problematizando o tema

As discussões de ações mitigadoras e neutralizadoras das poluições do solo e da atmosfera solicitam o conhecimento das variáveis pertinentes (indicadores físicos, químicos e biológicos) e das condições naturais (*background*). A delimitação dos diferentes graus de poluição requer, ainda, a identificação prévia dos fatores responsáveis pelas suas formações. A resolução de um dado problema ambiental (*i.e.* poluição) demanda, portanto, o dimensionamento do ecossistema e o conhecimento das interações entre as pressões antrópicas e a biota.

6.3 Caracterização da atmosfera

A *atmosfera* é uma capa que protege o planeta Terra do espaço cósmico e se constitui num compartimento de deposição e acúmulo de gases. Essa camada se estende até ca. 9600 km (ASSUNÇÃO, 2000). A atmosfera é um componente fundamental do ciclo hidrológico, onde ocorrem os processos de condensação e transporte de água dos oceanos aos continentes (MOZETO, 2001). Pode-se dividir a atmosfera em camadas que, de modo geral, possuem propriedades físicas (*e.g.* temperatura) e químicas (*e.g.* composição química) distintas. Partindo da superfície da Terra até os primeiros 90 km de altura, os componentes gasosos do ar apresentam uma distribuição relativamente homogênea. Até os 25 km de altura a atmosfera apresenta composição química formada por nitrogênio, oxigênio, argônio e outros gases com menor concentração (*e.g.* CO₂), a partir desse patamar a composição da atmosfera é preferencialmente composta por nitrogênio e oxigênio (MENDONÇA & DANNI-OLIVEIRA, 2007).

As regiões mais próximas da atmosfera são a troposfera e estratosfera; na sequência estão a mesosfera, a ionosfera, a termosfera e a exosfera (OLIVEIRA, CORDANI & FAIRCHILD, 2009; Figura 26). A troposfera abrange desde o nível da superfície terrestre até 15 km de altitude e contém 85% da massa da atmosfera (BAIRD, 2002). A atmosfera terrestre é mantida pela ação gravitacional,

sendo então mais densa próxima à superfície e tornando-se rarefeita conforme aumenta a altura (MENDONÇA & DANNI-OLIVEIRA, 2007). Essa esfera é a mais familiar, pois nela está contido o ar que se respira e é onde as variações do tempo ocorrem (e.g. formação de nuvens, chuva, ventos; MATTHIAS, MUSIL & BOHN, 2006). A estratosfera se estende de 15 até 50 km de altura, sendo a camada superior da troposfera (BAIRD, 2002). A estratosfera tem grande importância ambiental uma vez que nela se encontra uma espessa camada de ozônio que protege a Terra das radiações ultravioletas de origem solar (ASSUNÇÃO, 2000; BRAGA et al., 2005).

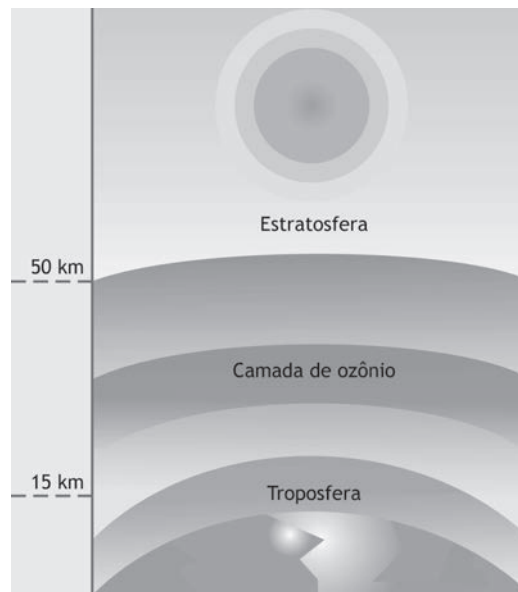


Figura 26 Regiões da atmosfera.

Fonte: adaptada de EPA (2010).

A atmosfera primitiva era formada basicamente por gás carbônico, metano e amônio. Atualmente o ar troposférico é formado por grandes proporções de nitrogênio e oxigênio e um pequeno volume de outros gases. O ar seco é predominantemente a mistura de dois gases: nitrogênio (78,08%) e oxigênio (20,95%). O remanescente (0,97%) é a mistura de argônio, dióxido de carbono, neônio e traços de outros gases (Tabela 8). Essa mistura de substâncias químicas parece não reativa nas camadas inferiores da atmosfera, porém essa falta de reatividade perceptível na atmosfera é enganosa, pois muitos processos químicos ocorrem no ar, tanto puro quanto poluído (BAIRD, 2002). O ar contém uma fração de vapor d'água, sendo essa quantidade determinada pela temperatura e disponibilidade hídrica do local (DENNY, 1993). Na atmosfera real existe, além da mistura de gases, vapor d'água, líquidos orgânicos e matéria particulada em suspensão (VALLERO, 2008), além de compostos biológicos como pólen e microrganismos (ASSUNÇÃO, 2000).

Tabela 8 Composição do ar seco não poluído na troposfera.

Componente	Porcentagem
Nitrogênio (N ₂)	78,08%
Oxigênio (O ₂)	20,95%
Argônio (Ar)	0,93%
Dióxido de carbono (CO ₂)	0,0360%
Neônio (Ne)	0,0018%
Hélio (He), Metano (CH ₄), Hidrogênio (H ₂), Óxido nitroso (N ₂ O), Ozônio (O ₃)	0,00074%
Água (H ₂ O)	até 4%*

Fonte: adaptada de Pidwirny, Budikova & Vranes (2010).

*Variação de 0,02% em regiões áridas a 4% em regiões úmidas (ASSUNÇÃO, 2000).

Uma característica da atmosfera é sua interação com a entrada de energia proveniente do sol (gerada por fusão nuclear) e a saída dessa energia liberada pela superfície da Terra. Assim, a radiação solar é a principal fonte de energia para a superfície terrestre e corresponde à emissão de energia sob forma de ondas eletromagnéticas que se propagam à velocidade da luz. A radiação que atinge a atmosfera tem sua qualidade e intensidade reduzidas durante sua passagem pela atmosfera. É absorvida pelos gases e vapor d'água (O₃, CO₂, H₂O e O₂) existentes na atmosfera.

6.4 Breve histórico da poluição do ar

Os problemas ambientais relacionados com a poluição do ar datam da época dos romanos (BRAGA et al., 2005). Em 61 d.c. o filósofo Sêneca descreveu os ares de Roma como pesados e com fumaças das chaminés. O Rei Eduardo I emitiu uma proclamação proibindo a queima de carvão mineral em fornos. Elizabeth I proibiu a queima de carvão durante as sessões do Parlamento inglês (VALLERO, 2008). O Rei Ricardo II fixou taxas para a produção de fumaça e o Rei Henrique V nomeou comissões para estudar o problema da poluição atmosférica (PEIRCE, WEINER & VESILIND, 1998).

As principais atividades industriais associadas à poluição do ar no período antes da Revolução Industrial eram: a metalurgia, a cerâmica e a preservação de produtos animais. A Revolução Industrial intensificou os problemas relacionados com as emissões atmosféricas. A mecanização dos processos industriais requeria energia, que era provida pela queima de biomassa vegetal ou combustível fóssil. Assim, o principal problema relacionado com a poluição do ar no século XIX era a fumaça e as cinzas relacionadas com a queima do carvão ou óleo das caldeiras ou fornos, locomotivas, chaminés de navios e fornos e lareiras domésticas (VALLERO, 2008).

Em relação aos episódios mais recentes relacionados com a poluição do ar é possível citar: *inversões térmicas*, como as ocorridas no Vale do Mosela, na Bélgica em 1930 e em Donora (EUA) em 1948 (ASSUNÇÃO, 2000). Na década de 1940 eventos de *smogs* (Quadro 1) foram relatados pela primeira vez em Los Angeles, nos EUA (VALLERO, 2008). Episódios de poluição do ar aconteceram em Londres (Inglaterra) em 1952, 1957 e 1962 devido às concentrações elevadas de fumaça e dióxido de enxofre. Após esses eventos, foi promulgada em 1956 a primeira Lei de Ar Limpo (ASSUNÇÃO, 2000). Em 1972 Arie Jan Haagen-Smit dedicou-se aos estudos da formação de *smog* e atuou no controle da poluição do ar (BONNER, 1990).

No Brasil, a problemática da poluição do ar teve início na década de 1960 (século XX) na região do ABC (São Paulo), na década de 1970 as principais regiões metropolitanas do Brasil apresentaram problemas relacionados com a qualidade do ar. Em 1972, ocorreu o primeiro episódio de *smog* fotoquímico no município de São Paulo, provocado pelas emissões veiculares, inversão térmica e ausência de chuva. Em 1976, em Santo André, concentrações elevadas de dióxido de enxofre e de material particulado liberados pelas indústrias da região ocasionaram um episódio de poluição do ar. Cubatão na década de 1980 registrou elevados níveis de poluição do ar (ASSUNÇÃO, 2000).

Uma preocupação mundial com o problema da poluição resultou em vários encontros, e.g. 1987 em Montreal (no Canadá), 1992 no Rio de Janeiro, 1997 em Quioto (Japão), que discutiram problemas relacionados com gases do efeito estufa, destruição da camada de ozônio e aquecimento global.

Quadro 1 Definição e formação de *smogs*.

Esse termo foi cunhado em 1905, sendo definido originalmente como uma combinação de fumaça (*smoke*) e neblina (*fog*). Hoje em dia é utilizado frequentemente como qualquer poluição atmosférica visível, especialmente em níveis suficientemente altos para reduzir a visibilidade (ART, 2001). O *smog* pode ser fotoquímico ou industrial. O fotoquímico refere-se à reação de hidrocarbonetos orgânicos voláteis (COV) e óxidos de nitrogênio (NO_x) sob a influência da luz solar. O *smog* industrial é uma mistura de dióxido de enxofre, gotículas suspensas de ácido sulfúrico e partículas sólidas suspensas (MILLER, 2007).

6.5 Poluição do ar e suas principais fontes

A poluição do ar ocorre quando existe uma alteração da composição do ar que resulta em danos reais ou potenciais. A presença de contaminantes ou substâncias poluentes no ar causam interferência na saúde humana e/ou no bem-estar da população e produz efeitos danosos no ambiente (USEPA, 2010).

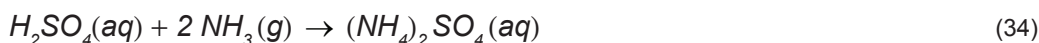
As concentrações dessas substâncias irão depender do clima, da topografia, do nível e tipo de atividade industrial e da densidade populacional de uma região (BRAGA et al., 2005).

O nível de poluição atmosférica é determinado pela quantificação das substâncias poluentes presentes no ar. Um poluente atmosférico é

qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (BRASIL, 2010).

Com relação a sua origem, um poluente pode ser classificado como *primário* ou *secundário*: (a) primários: aqueles lançados diretamente no ar pelas fontes de emissão e (b) secundários: aqueles formados na atmosfera através de reações químicas entre poluentes e/ou constituintes naturais na atmosfera (CETESB, 2010a). Alguns exemplos de poluentes primários são: dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado e monóxido de carbono (CO).

A maior parte do SO₂ é produzida por fontes naturais como vulcões, oceanos e pela oxidação de compostos sulfurados originários do processo de decomposição (DAVIS & CORNWELL, 1991). O SO₂ é liberado primariamente pela atividade antrópica a partir da combustão de carvão (que dependendo da área geográfica de onde é extraído pode conter de 0,3 a 7% de enxofre; YU, 2005) e petróleo (que pode conter de 0,2 a 1,7% de S em sua composição; YU, 2005) e durante seu transporte na atmosfera é transformado em trióxido de enxofre (SO₃), como mostra a Equação 32 (VALLERO, 2008). Sendo o SO₂ um gás, a sua oxidação ocorre na troposfera, e o SO₃ formado reage com o vapor d'água formando ácido sulfúrico (H₂SO₄), essa reação acidifica as águas da chuva (Equação 33). O H₂SO₄ também reage com vários compostos (e.g. amônia; Equação 34) e forma os sais sulfatos e bissulfatos, que embora sejam constituídos inicialmente em partículas aquosas, a evaporação da água pode resultar na formação de partículas sólidas finas, i.e. aerossóis de sulfatos (BAIRD, 2002).



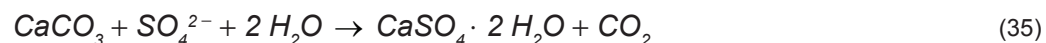
Ao quantificar a concentração de um poluente na atmosfera, determina-se o grau de exposição dos receptores (*i.e.* seres humanos, outros animais, plantas, materiais; Figura 27) como resultado final do processo de lançamento e transporte desse poluente a partir de suas fontes de emissão e suas interações físicas (*e.g.* diluição) e químicas (*e.g.* reações) na atmosfera (VALLERO, 2008; CETESB, 2009a).



Figura 27 Efetivação da poluição do ar.

Fonte: adaptada de CETESB (2009a).

O receptor é afetado adversamente pela poluição do ar. Se for um ser humano que respira esse ar pode ter problemas respiratórios (BAKONYI et al., 2004; CANÇADO et al., 2006) ou irritação nos olhos (BRICKUS & AQUINO-NETO, 1999). A vegetação pode morrer ou ter seu crescimento afetado. Estudos que utilizaram o *Tibouchina pulchra* (nome vernacular: manacá-da-serra) como bioindicador da poluição atmosférica em Cubatão (SP) indicaram alterações na fotossíntese, crescimento em altura e química foliar (MORAES, DELITTI & MORAES, 2000). Os materiais podem também atuar como receptores. Nesse caso alguns mecanismos de deterioração atribuídos à poluição do ar são: (a) abrasão por partículas sólidas que são transportadas em velocidades elevadas e (b) corrosão química (DAVIS & CORNWELL, 1991). Lan et al. (2005) estudaram o efeito corrosivo do SO₂ atmosférico no mármore (*i.e.* calcário cristalino – CaCO₃) e identificaram a gipsita (sulfato de cálcio hidratado – CaSO₄ · 2 H₂O) como produto da corrosão do CaCO₃ (Equação 35).



O transporte é o mecanismo que move a poluição da fonte ao receptor. A fonte pode ser estacionária ou móvel. As *fontes estacionárias* (ou *fixas*) são instalações facilmente identificáveis, como refinarias, usinas para geração de energia, indústrias manufatureiras. As *fontes móveis* (ou *não fixas*) podem ser representadas pelos transportes aéreos, marítimos e terrestres, em especial os veículos automotores (Figura 28). Os poluentes dessas atividades podem atingir níveis nocivos na troposfera, sobretudo em áreas com elevadas concentrações de pessoas e atividades industriais e com intenso trânsito de veículos (MILLER, 2007).

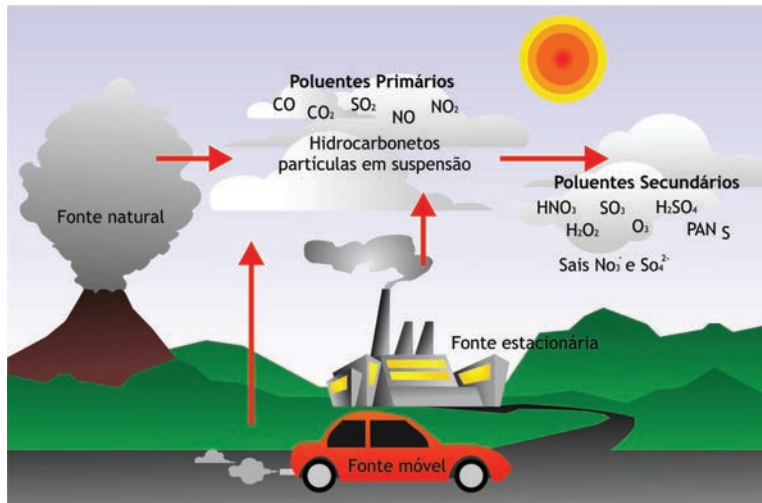


Figura 28 Poluentes primários e secundários emitidos por fontes móveis e estacionárias.

Fonte: adaptada de Miller (2007).

6.6 Os principais poluentes do ar

Concentrações elevadas de poluentes são encontradas na atmosfera, impondo ameaças à saúde humana, degradando os ecossistemas e suas biocenoses e alterando o clima da Terra (CORSON, 1993). Algumas dessas substâncias são produzidas naturalmente (Tabela 9), porém os poluentes de origem antropogênica estão sendo aduzidos na atmosfera de forma acentuada. Os principais poluentes do ar são óxidos de enxofre (SO_2 e SO_3), gás sulfídrico (H_2S), óxidos de nitrogênio (NO , NO_2 , N_2O), monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos, ozônio (O_3), dióxido de carbono (CO_2), clorofluorcarbonetos (CFC), material particulado, asbestos, metais, gás fluorídrico (HF), amônia (NH_3) e substâncias radioativas. A seguir apresenta-se uma compilação da caracterização dos principais poluentes baseada em diversos autores (COLACIOPPO, 1974; EHRlich & EHRlich, 1974; CORSON, 1993; FINLAYSON-PITTS & PITTS Jr., 1997; ART, 2001; PEIRCE, WEINER & VESILIND, 1998; BRAGA et al., 2005; SAMPAIO, NÄÄS & SALGADO, 2006; CANÇADO et al., 2006; MILLER, 2007; CETESB, 2009a/2010a):

- (a) Dióxido de enxofre (SO_2): gás incolor, de odor acre e irritante, que resulta principalmente da queima de combustíveis que contenham enxofre e também são gerados por processos biológicos em solos pantanosos, sedimentos lacustres e oceanos. É um dos principais agentes formadores da chuva ácida e forma aerossóis contendo partículas de sulfato que são responsáveis pela redução da visibilidade na atmosfera. Causa problemas respiratórios, acidificação dos corpos hídricos, danos à vegetação

pela deposição ácida, corrosão de construções, estátuas e monumentos. Pode danificar tintas, papéis e couro.

- (b) Trióxido de enxofre (SO_3): poluente atmosférico secundário, formado a partir do dióxido de enxofre pela ação da luz solar. Esse composto forma o ácido sulfúrico quando dissolvido no vapor d'água ou água, produzindo a chuva ácida.
- (c) Gás sulfídrico (H_2S): também chamado de sulfeto de hidrogênio, gás incolor, de cheiro de ovo podre em baixas concentrações, é um gás extremamente tóxico. É um subproduto dos processos industriais em refinarias de petróleo, indústrias químicas, de papel e celulose e suinocultura (pela decomposição anaeróbia das fezes). Também é gerado em processos naturais de degradação biológica.
- (d) Óxido nítrico (NO): conhecido como monóxido de nitrogênio, o NO reage com o oxigênio sob a ação de luz solar se transformando em NO_2 . Tem papel importante na formação de oxidantes fotoquímicos como o ozônio. É um gás formado nos motores de combustão interna.
- (e) Dióxido de nitrogênio (NO_2): gás de coloração alaranjada a marrom, componente do *smog* fotoquímico, sendo tóxico em elevadas concentrações. É formado durante processos de combustão, quando o óxido nítrico (NO) de motores a combustão reage com o oxigênio atmosférico. Em grandes cidades, os veículos geralmente são os principais responsáveis pela emissão dos óxidos de nitrogênio (NO_x). Na atmosfera pode se converter em ácido nítrico (HNO_3), um composto importante da deposição ácida. Dependendo das concentrações, o NO_2 causa prejuízos à saúde (doenças respiratórias), reduz a visibilidade e pode corroer metais, estátuas e monumentos.
- (f) Óxido nitroso (N_2O): também chamado de gás hilariante, é relativamente inerte. Usado como anestésico e como propelente em forma de aerossol. Não é um produto da combustão.
- (g) Monóxido de carbono (CO): um gás incolor e inodoro que resulta da queima incompleta de combustíveis orgânicos. Em geral é encontrado em maiores concentrações nas cidades, emitido principalmente por veículos automotores. Tóxico em elevadas concentrações, pois reage com a hemoglobina e reduz a capacidade de oxigenação do sangue.
- (h) Hidrocarbonetos gasosos (C_xH_y): são gases e vapores resultantes da queima incompleta e evaporação de solventes e gasolina (alcanos, alcenos e compostos aromáticos) e de outros produtos orgânicos voláteis. Participam ativamente das reações de formação do *smog* fotoquímico produzindo compostos mais tóxicos (e.g. aldeídos). Os hidrocarbonetos

policíclicos aromáticos (HPA) são ubíquos no ar, sendo encontrados como compostos voláteis, semivoláteis e partículas, e são resultantes da combustão incompleta.

- (i) Ozônio (O_3): gás irritante, muito reativo e de odor desagradável, forma-se na troposfera como importante componente do *smog* fotoquímico. Causa problemas respiratórios, pode danificar plantas e reduzir a visibilidade. Formado quando o gás oxigênio é exposto à radiação ultravioleta. Protege a Terra contra radiação excessiva. Além de prejuízos à saúde, o ozônio pode causar danos à vegetação. É sempre bom ressaltar que o ozônio encontrado na faixa de ar próxima do solo, onde respiramos, chamado de “mau ozônio”, é tóxico. Entretanto, na estratosfera (ca. 25 km de altitude) o ozônio tem a importante função de proteger a Terra, como um filtro, dos raios ultravioletas emitidos pelo Sol.
- (j) Dióxido de carbono (CO_2): principal composto resultante da combustão completa de compostos que contêm carbono (e.g. combustíveis fósseis). Produto da respiração dos organismos.
- (k) Clorofluorcarbonetos (CFCs): descobertos em 1930 por Thomas Midgley Jr., os CFCs são compostos de carbono, flúor, cloro e hidrogênio (nome comercial: freon). Os CFCs vêm sendo utilizados como propulsores aerossóis, refrigeradores, líquidos refrigerantes, esterilizantes, solventes e como agentes espumantes. Compostos destruidores da camada de ozônio, embora não sejam compostos tóxicos, estão sendo abolidos por reagirem com o ozônio.
- (l) Material particulado: representa uma mistura de poluentes constituídos por partículas sólidas e líquidas que se mantêm suspensas na atmosfera por causa de seu pequeno tamanho. Sua composição e tamanho dependem das fontes de emissão. Inclui fuligem, fumaça, poeira e pólen. Dentre as principais fontes de emissão de material particulado para a atmosfera citam-se a queima de biomassa, veículos automotores, processos industriais, ressuspensão de poeira do solo. O material particulado também pode se formar na atmosfera (*i.e.* poluentes secundários) a partir de outros gases. Pode ser classificado como: (a) partículas totais em suspensão (PTS), que são definidas como aquelas cujo diâmetro é menor que 100 μm ; (b) partículas inaláveis (MP_{10}), que apresentam diâmetro aerodinâmico menor que 10 μm . Podem ainda ser classificadas como partículas inaláveis finas ($MP_{2,5}$; $\phi < 2,5 \mu m$) e partículas inaláveis grossas (ϕ variando de 2,5 a 10 μm); e (c) fumaça (FMC), que são partículas muito finas de cinzas suspensas no ar, sendo frequentemente o resultado da combustão incompleta de compostos de carbono.

- (m) Asbesto: material particulado resultante da mineração/beneficiamento do amianto. Também tem aplicação nos veículos automotores (e.g. freios e embreagens). Pode causar doenças pulmonares.
- (n) Metais: material particulado associado aos processos industriais (e.g. mineração, usinas termoeletricas e siderurgicas). Como exemplo, cita-se o chumbo, que é metal tóxico emitido na atmosfera na forma de material particulado. É originário de processos industriais (refinarias, fundições, baterias). O chumbo acumula-se no organismo causando danos no sistema nervoso.
- (o) Gás fluorídrico (HF): subproduto gerado por processos industriais (refinarias, indústria de papel e celulose, indústria química). Também é produzido em processos de degradação biológica.
- (p) Amônia (NH₃): gás alcalino de importância na neutralização de aerossóis e gotas de chuva ácida. Gerado em indústrias químicas e de fertilizantes e na queima da biomassa. Emissões oriundas dos processos de decomposição em oceanos, lagos e solos.
- (q) Substâncias radioativas: principais fontes para a atmosfera são os depósitos naturais, usinas nucleares, queima de carvão e testes de bombas nucleares.

Tabela 9 Gases emitidos de fontes naturais para a atmosfera.

Fonte/processo	Gás
Decomposição biológica	Metano, amônia, sulfeto de hidrogênio, ácido clorídrico
Vulcões	Ácido clorídrico, dióxido de enxofre
Oceanos	Cloreto de metila, brometo de metila, iodeto de metila
Relâmpagos	Óxido nítrico
Metano atmosférico	Monóxido de carbono
Incêndios	Monóxido de carbono

Fonte: adaptada de Baird (2002).

6.7 Escalas da poluição atmosférica

Os efeitos da poluição do ar alcançam escalas regionais a globais e podem ser divididos em: (a) redução da camada de ozônio, (b) efeito estufa e, em menor escala, (c) deposição ácida (ou chuva ácida).

6.7.1 A camada de ozônio e sua importância

Aproximadamente 90% do ozônio atmosférico da Terra encontra-se na estratosfera (SEINFELD & PANDIS, 2006) e impede que ca. 95% da radiação solar ultravioleta alcance a superfície terrestre (MILLER, 2007), assim essa camada de ozônio constitui o escudo solar natural da Terra (BAIRD, 2002). O ozônio é formado fotoquimicamente na estratosfera (Equações 36 e 37). Qualquer molécula de O_2 que absorva um fóton de luz no comprimento de onda de 241 nm ou menor terá um excedente de energia para se dissociar. Como a concentração de O_2 é relativamente elevada e a concentração de oxigênio atômico é pequena, o destino mais provável dos átomos de oxigênio estratosféricos (criados pela decomposição fotoquímica do O_2) é sua colisão com moléculas de O_2 , resultando assim na produção de O_3 .



Na troposfera é considerado como um poluente, sendo prejudicial para a biota terrestre (*i.e.* danifica a vegetação), constituindo-se em um dos componentes do *smog* urbano.

A concentração de ozônio da estratosfera tem diminuído ao longo dos anos. Em 1985 foi confirmada pelo grupo de pesquisa liderado por Joseph Farman essa diminuição na Antártida, originando um buraco que ocorre na primavera polar, entre setembro e outubro (SEINFELD & PANDIS, 2006). Uma das hipóteses (formuladas por Mario José Molina e Frank Sherwood Rowland em 1974) sobre essa depleção é que o ozônio reage com os clorofluorcarbonos (ROWLAND, 1997), que é o nome coletivo de uma série de halogênios que contém C, F, H e Cl com distintas variações desses elementos em suas composições (Equação 38).



A redução da camada de ozônio pode causar vários efeitos, desde a saúde humana até em relação ao aquecimento global. A Tabela 10 elenca alguns efeitos da redução da camada de ozônio.

Tabela 10 Efeitos da redução da camada de ozônio.

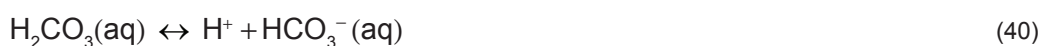
	Efeitos
Saúde humana	Queimaduras solares mais graves Maior incidência de catarata Mais vítimas de câncer de pele Supressão do sistema imunológico
Alimentos e florestas	Redução da produtividade agrícola Redução dos suprimentos de frutos do mar em função da diminuição do fitoplâncton Decréscimo da produtividade por espécies sensíveis à radiação UV
Animais selvagens	Aumento de catarata em algumas espécies Decréscimo de espécies aquáticas sensíveis à radiação UV Redução do fitoplâncton da superfície
Poluição do ar	Aumento do <i>smog</i> fotoquímico
Materiais	Degradação de tintas e plásticos expostos
Aquecimento global	Aquecimento acelerado

Fonte: adaptada de Miller (2007).

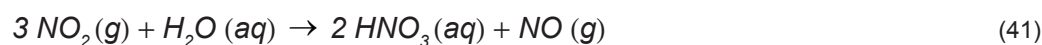
Acordos de cooperação internacional foram firmados (Protocolo de Montreal em 1987 e de Copenhague em 1992) com o objetivo de reduzir as emissões dos CFCs na atmosfera e diminuir os outros produtos químicos redutores de ozônio (conhecidos como ODC, *Ozone Depleting Chemicals*). Os protocolos referentes ao ozônio estabeleceram um importante precedente ao utilizar a prevenção para resolver um problema ambiental grave de escala global (MILLER, 2007).

6.7.2 Chuva ácida

O termo *chuva ácida* foi cunhado em 1872 por Robert Angus Smith ao perceber que a precipitação ácida danificava a vegetação e os materiais. Até a década de 50 do século XX, esse fenômeno ficou esquecido. O pH das águas da chuva é normalmente baixo (chuva natural e não poluída ca. 5,6) devido à presença de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera. Na sequência, o ácido carbônico formado (H_2CO_3) ioniza-se parcialmente liberando um íon hidrogênio que provoca a redução do pH (Equações 39 e 40):



O pH da chuva ácida pode variar de 3,5 a 5,0 (MENZ & SEIP, 2004). Ácidos fortes como o ácido clorídrico (HCl) liberado por erupções vulcânicas podem produzir temporariamente chuvas ácidas (BAIRD, 2002). A precipitação ácida é um fenômeno causado pela poluição atmosférica. A deposição ácida pode ocorrer de várias formas: chuva, granizo, neve, neblina e partículas secas (CORSON, 1993). Os principais poluentes responsáveis pela deposição ácida são os óxidos de enxofre e de nitrogênio. Os óxidos de enxofre (SO₂ e SO₃; Equações 32 e 33) e de nitrogênio (N₂O, NO e NO₂) presentes na atmosfera formam ácidos fortes (Equação 41), aumentando a acidez da água presente na atmosfera.



As principais fontes desses óxidos são: (a) NO_x: gás produzido liberado por escapamentos de veículos, termoeletricas, indústrias de fertilizantes, agricultura e relâmpagos e (b) SO₂: grande quantidade desse gás na atmosfera é de origem antrópica (ca. 95%; YU, 2005), sendo as principais fontes a queima de carvão e petróleo, atividades das indústrias petrolíferas e fundição de minérios não ferrosos. Os processos naturais como vulcanismo e decomposição também contribuem com a emissão desse gás.

A precipitação ácida nem sempre acontece na região onde é gerada, ela pode ser dispersada pelo vento e acontecer a distâncias relativamente elevadas das fontes geradoras de óxido precursores das chuvas ácidas. A Suécia afirma que 80% da concentração de SO₂ da atmosfera é originária de outros países (CORSON, 1993). A acidez pode ocasionar muitos problemas para os organismos (plantas e animais), ecossistemas (solo e água) e materiais.

Em relação aos ecossistemas aquáticos, a acidificação de lagos na Noruega fez com que várias espécies de peixes desaparecessem. A acidificação do solo pode levar a perdas de produtividade em ecossistemas agrícolas e florestais (MENZ & SEIP, 2004; BRAGA et al., 2005) pela remoção de íons como cálcio, magnésio e potássio. Experimentos realizados com cultivares de trigo mostraram alterações no crescimento e na biomassa em níveis de acidez iguais e menores que 4,5 (SINGH & AGRAWAL, 1996). A chuva ácida reage com metais e carbonatos, atacando muitos materiais usados na construção civil, como o mármore. Um exemplo é o Taj Mahal (Índia), que está sendo danificado pela acidez atmosférica por causa das refinarias de petróleo da região (CORSON, 1993).

6.7.3 Efeito estufa

O CO_2 ocorre naturalmente na atmosfera e sem sua existência a temperatura da Terra seria diferente (mais fria). A radiação do sol entra facilmente na atmosfera como ondas de luz, sendo a maior parte absorvida pela superfície terrestre, aquecendo-a e fazendo com que seja emitida por ela radiação infravermelha (ART, 2001). As concentrações de CO_2 e de outros gases formam uma capa isolante sobre a superfície terrestre uma vez que deixam passar tanto a radiação ultravioleta (comprimento de onda curto) quanto a luz solar visível, mas retardam a perda de calor na forma de radiação infravermelha (de comprimento de onda longo) por absorver essas radiações. Como consequência, o calor fica retido, não sendo reemitido para o espaço. Assim, o *efeito estufa* é um processo natural que ocorre quando uma parte da radiação infravermelha refletida pela superfície terrestre é absorvida por determinados gases presentes na atmosfera, sendo esse processo vital para nossa existência.

As influências antrópicas sobre o sistema climático vêm sendo observadas desde o início do século XX, mas somente a partir de meados da década de 1950 cientistas vêm investigando e publicando artigos que relacionam o aumento da concentração atmosférica de gases do efeito estufa (GEE: CO_2 , metano, óxido nitroso, clorofluorcarbono, ozônio) decorrente em grande parte do aumento de emissão devido às atividades antrópicas (GEO BRASIL, 2002). Desde a Revolução Industrial (ca. 1750), as concentrações de CO_2 aumentaram 36% (IPCC, 2007), principalmente devido a queima de combustíveis fósseis (carvão, óleo e gás) para a produção de energia. O metano e o óxido nitroso são emitidos principalmente por atividades agrícolas (N_2O = 61% vêm de solos cultivados; IPCC, 1995) e, embora quantitativamente suas emissões sejam menos expressivas que as emissões antrópicas de CO_2 , apresentam 26 e 206 vezes mais habilidade em reter o calor. Em relação à contribuição antropogênica das emissões desses gases, o CO_2 representa 70% das emissões, o metano e o óxido nitroso 23 e 7%, respectivamente (GLENN & MATTHIAS, 2006).

Durante os últimos 150 mil anos, o clima da Terra variou entre os estados quente-úmido e frio-seco. Atualmente as atividades antrópicas estão afetando as funções de forças que regulam o aquecimento global (ODUM & BARRETT, 2007). As mudanças climáticas referem-se às alterações no clima que podem ser identificadas (usando testes estáticos) por mudanças nas médias e na variabilidade de suas propriedades e que persistem por um grande período, como por exemplo décadas. As mudanças climáticas referem-se a qualquer alteração ao longo do tempo, tanto por variações naturais quanto por atividades antrópicas (IPCC, 2007).

Considerando o período de 18 mil anos atrás até o início do século XX, o clima global da Terra esquentou. Onze dos doze anos de 1995 a 2006 estão entre os anos mais quentes registrados desde 1850 (OLIVEIRA, CORDANI & FAIRCHILD, 2009). Conseqüentemente vários eventos como derretimento de geleiras e elevação do nível do mar e aumento da temperatura em até 3°C na superfície do *permafrost* (solo permanentemente congelado) no Ártico têm sido observados (IPCC, 2007).

6.8 Monitoramento da qualidade do ar

O monitoramento do ar é composto por amostragens repetidas de variáveis indicadoras da qualidade do ar em intervalos de tempo definidos para rastrear os níveis de poluição e detectar falhas nos sistemas de controle da poluição (ART, 2001), assim o monitoramento é um instrumento de avaliação da qualidade ambiental. De maneira geral, os principais objetivos do monitoramento da qualidade do ar segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2009a) são:

- (a) Avaliação da qualidade do ar tendo como base os limites estabelecidos pela legislação para proteger a saúde e o bem-estar das pessoas;
- (b) Obtenção de informações que possam indicar possíveis impactos sobre a fauna, a flora e o meio ambiente;
- (c) Acompanhamento das tendências e mudanças na qualidade do ar devido às alterações nas emissões dos poluentes;
- (d) Fornecer informação à população, órgãos públicos e sociedade em geral sobre os níveis presentes da contaminação do ar e também dados que possam subsidiar estudos epidemiológicos;
- (e) Avaliação da qualidade do ar em situações específicas;
- (f) Subsidiar o planejamento de ações de controle e licenciamento ambiental.

Para o estado de São Paulo, a CETESB possui uma rede de monitoramento desde a década de 70 para avaliar os níveis de poluição atmosférica. O estado de São Paulo possui áreas com diferentes características e vocações econômicas (áreas agrícolas e industriais), as quais demandam diferentes formas de monitoramento e de controle da poluição. Atualmente a avaliação da qualidade do ar é integrada e mais objetiva em relação aos problemas advindos das diferentes vocações socioeconômicas de cada região do Estado (CETESB, 2009a). Os padrões nacionais de qualidade do ar são fixados na Resolução CONAMA 03/90, sendo contempladas as seguintes variáveis da qualidade do ar: (a) partículas totais em

suspensão, (b) fumaça, (c) partículas inaláveis, (d) dióxido de enxofre, (e) monóxido de carbono, (f) ozônio e (g) dióxido de nitrogênio.

Para a realização do monitoramento existem dois tipos de rede: (a) a rede manual, em que são realizadas coletas de 24 horas (uma amostra), de seis em seis dias, cujas amostras são transportadas das estações ao laboratório para serem analisadas. É composta por 47 locais de amostragem e as variáveis monitoradas são: fumaça, partículas inaláveis, partículas inaláveis finas, partículas totais em suspensão e dióxido de enxofre; (b) a rede automática, que tem as análises realizadas automaticamente por equipamentos que utilizam princípios físicos e químicos no instante em que o ar é amostrado, sendo os dados gerados enviados via rede telefônica a uma central, o que permite acompanhamento em tempo real da qualidade do ar e das condições meteorológicas nos locais onde está instalada. A atual rede é composta por 41 estações fixas de amostragem que fornecem medidas das seguintes variáveis: partículas inaláveis, dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono, ozônio, compostos de enxofre reduzido expressos como enxofre reduzido total (ERT), umidade relativa, temperatura, velocidade do vento, direção do vento, pressão atmosférica e radiação global e ultravioleta. Os métodos analíticos que a CETESB utiliza para quantificar as variáveis do ar são apresentados na Tabela 11.

Utiliza-se como parâmetro de avaliação de um padrão de qualidade a interpretação dos resultados referentes às análises indicadoras da qualidade do ar. Um padrão de qualidade do ar define legalmente um limite máximo para a concentração de um componente atmosférico que garanta a proteção da saúde e do bem-estar das pessoas. Os padrões podem ser: (a) primários e (b) secundários.

Tabela 11 Variáveis e métodos analíticos utilizados pela CETESB na rede de monitoramento da qualidade do ar (CETESB, 2009a).

	Variáveis	Métodos analíticos
Rede automática	Partículas inaláveis	Radiação β
	Óxido de nitrogênio	Quimiluminescência
	Dióxido de enxofre	Fluorescência de pulso (ultravioleta)
	Monóxido de carbono	Infravermelho não dispersivo (GFC)
	Ozônio	Ultravioleta
	Enxofre reduzido total	Oxidação térmica/fluorescência de pulso (ultravioleta)
Rede manual	Partículas inaláveis finas (MP _{2,5})	Gravimétrico/amostrador dicotômico
	Partículas inaláveis (MP ₁₀)	Gravimétrico/amostrador de grandes volumes acoplado a um separador inercial
	Partículas totais em suspensão	Gravimétrico/amostrador de grandes volumes
	Fumaça	Refletância
	Dióxido de enxofre	Cromatografia iônica/amostrador passivo
Variáveis meteorológicas	Direção e velocidade de vento	Óptico mecânico/ultrassônico
	Temperatura	Termistor resistivo de platina (PT100)
	Umidade	Elemento capacitivo
	Radiação global	Fotovoltaico
	Pressão	Transdutor de pressão
	Radiação UVA	Fotovoltaico

São definidas como *padrões primários* de qualidade do ar as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde humana podendo ser entendidas como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos. São *padrões secundários* de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Os padrões secundários podem ser entendidos como níveis desejados das concentrações de poluentes (CETESB, 2009a).

6.9 Caracterização da litosfera e do solo

O ambiente humano está localizado na superfície da terra e está associado ao solo, à água e à atmosfera (PEPPER & BRUSSEAU, 2006). A *litosfera* é a parte sólida da crosta terrestre e apresenta espessura máxima avaliada em 60 a 120 km. Frank Wigglesworth Clarke e Henry Stephens Washington apresentaram a primeira composição de abundância dos elementos químicos na crosta terrestre em 1924. Esses pesquisadores dedicaram-se ao estudo da composição química de diversas rochas. Durante 30 anos examinaram 5.508 amostras e concluíram que apenas oito elementos representam 98,8% das rochas que aparecem na crosta terrestre (GUERRA & GUERRA, 2006).

A crosta terrestre é o local onde se encontram estocados os elementos químicos que os organismos necessitam para seu metabolismo. Dentre os elementos mais abundantes encontram-se o oxigênio, uma vez que é constituinte de vários minerais, o silício e o carbono, que também são abundantes. Os demais elementos como alumínio, ferro, cálcio, potássio, sódio, magnésio (Tabela 12) apresentam concentrações menores que 10%. À exceção do carbono, esses elementos entram na composição dos principais minerais: quartzo, feldspato, micas, anfíbolitos, piroxênios, peridoto (GUERRA & GUERRA, 2006).

A camada externa da crosta terrestre (crosta sólida) é formada por *rochas magmáticas, metamórficas e sedimentares*. As rochas magmáticas são originárias da consolidação do magma, as sedimentares são formadas por partículas minerais transportadas e depositadas pela água, vento ou gelo e resultam da precipitação química ou do acúmulo de detritos orgânicos (IBGE, 2004). As rochas metamórficas resultam de condições elevadas de temperatura e pressão (GUERRA & GUERRA, 2006).

Tabela 12 Composição química elementar da crosta terrestre.

Elemento	Porcentagem
Macroelementos	
Carbono	0,032
Hidrogênio	0,14
Nitrogênio	0,005
Oxigênio	46,60
Fósforo	0,12
Enxofre	0,05
Elementos biogênicos	
Cálcio	3,63
Sódio	2,40
Potássio	2,83
Magnésio	2,09
Cloro	0,02
Microelementos	
Ferro	5,00
Silício	27,72
Zinco	0,007
Cobre	0,0045
Manganês	0,10
Alumínio	8,13
Chumbo	0,001

Fonte: adaptada de Dajoz (2006) e Pidwirny (2010).

A película superficial da litosfera alterada e edificada é denominada de solo, que pode ser conceituado de acordo com sua utilização: (a) camada superficial de terra arável possuidora de vida microbiana (GUERRA & GUERRA, 2006), (b) camada de material não consolidado, assentada sobre rochas, sendo uma mistura de partículas minerais, matéria orgânica, água e ar com a capacidade de sustentar vida (GALETI, 1973) e (c) matéria natural que compõe a parte superficial do planeta Terra constituída por horizontes (camadas) de compostos minerais e/ou orgânicos (ABNT, 1989).

Do ponto de vista pedológico, o solo é um sistema trifásico (MEDINA, 1972) apresentando uma fase sólida, uma líquida e uma gasosa (Equação 42).

$$V_t = V_g + V_l + V_s \quad (42)$$

em que: V_t = volume total do sistema disperso no solo, V_g = volume da fase gasosa, V_l = volume da fase líquida e V_s = volume da fase sólida.

A fase gasosa é composta pelo ar do solo cuja composição é uma mistura complexa de gases provenientes da atmosfera e das reações processadas no sistema água-solo-planta (Figura 29). Apresenta maior quantidade de CO_2 , menor de O_2 e elevado percentual de umidade.

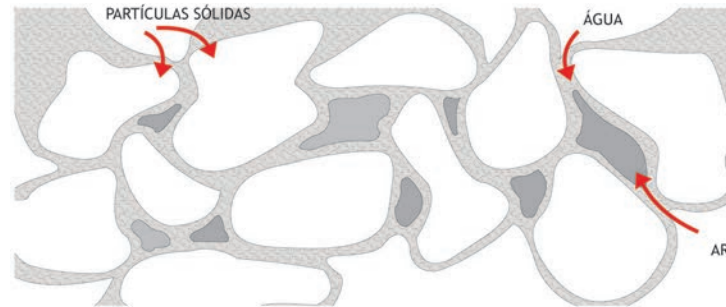


Figura 29 Fases do solo (sólida, líquida e gasosa).

A fase líquida é constituída pela água que se encontra no solo (GALETI, 1973): (a) *água higroscópica*, encontra-se fortemente aderida às partículas do solo, (b) *água capilar* é a água contida nos poros e aproveitada pelas plantas e (c) *água gravitacional* é a água proveniente das chuvas que se perde por gravidade (infiltração e percolação). A fase sólida pode apresentar características orgânicas e inorgânicas. A composição volumétrica dos quatro constituintes físicos de solos típicos está apresentada na Figura 30: um mineral (Figura 30 A) e outro orgânico (Figura 30 B). Os solos considerados orgânicos são os que apresentam mais de 20% de matéria orgânica (ca. mais de 11,5% de C) e os inorgânicos são os com menos de 20% de matéria orgânica (MEDINA, 1972).

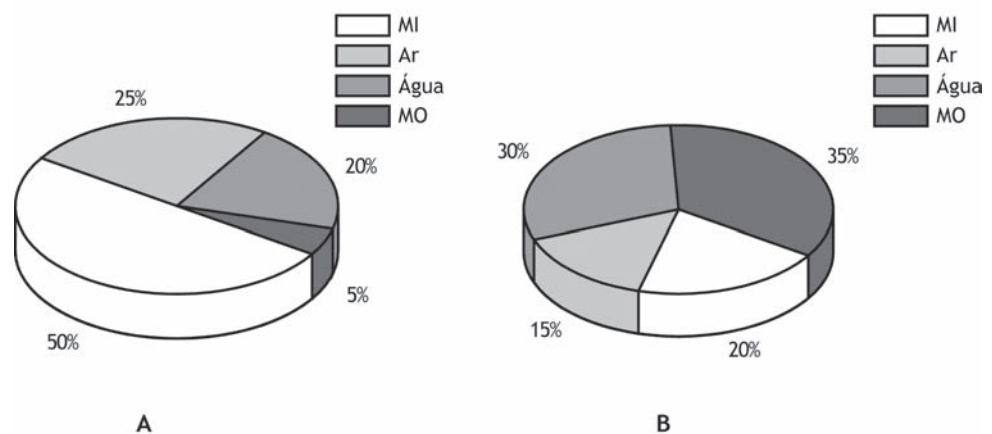


Figura 30 Distribuição volumétrica dos constituintes do solo: (A) mineral e (B) orgânico.

Fonte: dados a partir de Medina (1972).

O exame de uma seção vertical de solo revela a presença de camadas mais ou menos distintas. Essa seção é chamada de *perfil* (Figura 31) e pode apresentar camadas de características diversas que permitem classificar os diferentes horizontes, desde a superfície até a rocha mãe (BRADY, 1979). Nota-se que na camada superficial do solo existem raízes bem desenvolvidas e, à medida que o perfil avança, observa-se a presença de material mais estruturado.



Figura 31 Sequência de camadas de um perfil de solo.

A camada superficial, também denominada de *horizonte A* (eluviais e lixiviados), pode apresentar subdivisões, em geral partindo do horizonte A até a rocha matriz. Um solo típico (ver Figura 32) apresenta os seguintes horizontes (BRADY, 1979; GALETI, 1973; PEPPER & BRUSSEAU, 2006; GUERRA & GUERRA, 2006):

- (a) Horizonte O: composto principalmente de material orgânico de fácil identificação (como a serapilheira) em vários estágios de decomposição.
- (b) Horizonte A: composto por várias proporções de material mineral e compostos orgânicos que estão se decompondo (e.g. restos vegetais e dejetos de animais), apresenta uma microbiota bastante diversa e coloração escura pela formação de húmus. Compostos são absorvidos

pelas raízes das plantas. Nessa camada ocorrem os processos de *eluviação*, *i.e.* ocorre um contínuo deslocamento de substâncias coloidais ou solúveis, sob influência da água gravitacional.

- (c) Horizonte B: camada menos orgânica que a superior, rica em argila, carbonatos, óxidos de ferro e de alumínio e outros elementos lixiviados das camadas superiores. Se constitui na zona de *iluviação*, *i.e.* onde ocorre deposição dos materiais oriundos do horizonte acima.
- (d) Horizonte C: rocha desintegrada, relativamente pouco afetada por processos pedogenéticos, não apresenta influência dos organismos.
- (e) Rocha mãe.

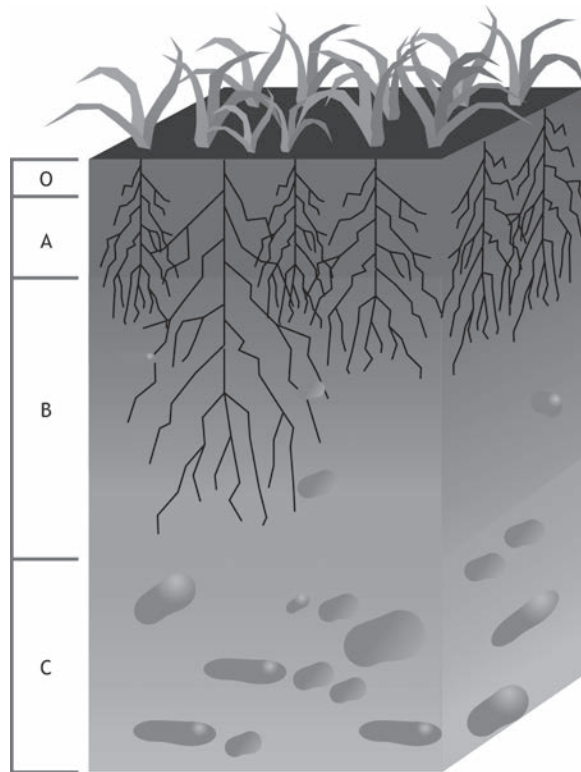


Figura 32 Perfil de um solo.

Fonte: adaptada de NRCS (2010).

Contudo, nem todos os solos possuem todos esses horizontes. Por sua vez, a composição química do solo (*i.e.* capacidade do solo em fornecer nutrientes), sua textura (*i.e.* proporção de componentes com diferentes dimensões) e estrutura (*i.e.* arranjo dos componentes) influenciam os tipos predominantes de vegetação. Essas características são ligadas ao arejamento, retenção de água, retenção de nutrientes, capacidade de troca iônica e fertilidade do solo.

Todo processo de formação do solo é extremamente lento, ocorrendo sob ação de agentes de alteração como a água, a temperatura, o ar e os organismos. A rocha é reduzida pela ação de trabalho mecânico à partículas de vários tamanhos, e representa a parte mineral do solo. Na sequência inicia-se a fase de alteração química (por meio de reações de oxidação, hidratação, acidólise), em que o material mineral passa por modificações na sua constituição possibilitando o desenvolvimento de uma terceira fase, a biológica. A partir desse material pulverizado e quimicamente alterado, aparecem os primeiros indícios de vida. Assim, o processo de formação do solo é contínuo e as etapas ocorrem paralelamente (GALETI, 1973). O processo de desagregação das rochas junto à superfície da crosta terrestre é chamado de *intemperismo* e representa o conjunto de processos químicos, físicos e/ou biológicos que, combinados ou isolados, causam a decomposição. *Solos* são corpos naturais que se desenvolvem em escalas de tempo da ordem de centenas a milhares de anos e compõem a cobertura pedológica que reveste as áreas emersas da Terra (PEDRON et al., 2004).

Os organismos do solo podem ser agrupados de acordo com seu tamanho: (a) macrofauna: animais vertebrados, principalmente os que vivem abaixo do solo (e.g. toupeiras), (b) mesofauna: pequenos invertebrados pertencentes aos filos Arthropoda, Annelida, Nematoda e Mollusca e (c) microrganismos: animais de tamanho < 0,2 mm de comprimento (WHITE, 1987).

O estudo das frações do solo constitui a *granulometria*. Essa análise visa determinar os tamanhos das partículas dos sedimentos e suas respectivas porcentagens de contribuição. Assim, definem-se faixas preestabelecidas para diferentes tamanhos de grãos. Existem vários sistemas de classificação: Instituto Britânico de Padrões, Sociedade Internacional de Ciências do Solo, Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, Administração de Estradas Públicas dos Estados Unidos, entre outros (BRADY, 1979). De modo geral, esses sistemas adotam em uma escala decrescente de tamanho o cascalho, a areia, o silte e a argila. Considerando uma escala simplificada, a Sociedade Internacional de Ciências do Solo segue a seguinte classificação (Figura 33):

- (a) Cascalhos: partículas com diâmetro superior a 2 mm
- (b) Areia grossa: partículas com diâmetro de 0,2 a 2 mm
- (c) Areia fina: partículas com diâmetro de 0,02 a 0,2 mm
- (d) Silte: partículas com diâmetro de 0,002 a 0,02 mm
- (e) Argila: partículas com diâmetro inferior a 0,002 mm

Argila	Silte	Areia		Cascalho
		Fina	Grossa	
0,002 mm	0,02 mm	0,2 mm	2,0 mm	

Figura 33 Classificação de partículas do solo de acordo com os tamanhos.

Fonte: adaptada de Brady (1979).

6.10 Solos brasileiros

O território brasileiro é caracterizado por uma grande diversidade de tipos de solos, que se distribuem em função do relevo, do clima, do material de origem, da vegetação e dos organismos associados. Os principais tipos de solos brasileiros e suas respectivas contribuições são: alissolos (4,36%), argissolos (19,98%), cambissolos (2,73%), chernossolos (0,53%), espodossolos (1,58%), gleissolos (3,66%), latossolos (38,73%), luvisolos (2,65%), neossolos (14,57%), nitossolos (1,41%), planossolos (1,84%), plintossolos (5,95%) e vertissolos (2,01%) (GEO BRASIL, 2002). O *Manual Técnico de Pedologia* do IBGE (2007) traz uma descrição dos solos brasileiros indicando suas localizações.

6.11 Atividades antrópicas

A contaminação do solo por resíduos não é um fenômeno moderno. Na época dos romanos a mineração para a extração de metais poluiu as regiões próximas às minas. A extensão da contaminação e o risco de materiais descartados expandiram-se grandemente no século XX, particularmente a partir da Segunda Guerra Mundial (BAIRD, 2002). O uso e ocupação do solo referem-se ao planejamento do espaço, que engloba a forma e o processo de utilização do solo (uso) e o seu assentamento (ocupação). A degradação do solo é uma alteração adversa de suas características em relação aos seus diversos usos possíveis, tanto os estabelecidos em planejamento quanto os usos potenciais (ABNT, 1989).

Baseado no pressuposto poder tampão e potencial de autodepuração, o solo foi considerado como um receptor ilimitado de substâncias diversas. Porém, essa capacidade foi superestimada e, somente a partir da década de 1970, foi destinada uma maior atenção à proteção desse compartimento (CETESB/GTZ, 2001). Um episódio histórico da poluição do solo aconteceu nas décadas de 1940 e 1950, quando a *Hooker Chemical Company*, uma indústria química, jogou ca. 21800 toneladas de resíduos tóxicos em um canal abandonado (construído por volta de 1800) em Nova York. Após o descarte, uma camada de argila foi

aplicada sobre resíduos. Em 1953, a *Niagara Falls Board of Education* comprou a área por US\$ 1 (eximindo o antigo dono pela responsabilidade ambiental da área). As análises químicas do solo revelaram ca. 200 tipos de substâncias tóxicas e os principais problemas diagnosticados foram forte odor e irritação na pele (MILLER, 2007).

Uma área contaminada pode ser definida como um local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação causada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural. Os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se em sub-superfícies nos diferentes compartimentos do ambiente, como, por exemplo, no solo, nos sedimentos, nas rochas, nos materiais utilizados para aterrar os terrenos, nas águas subterrâneas (CETESB/GTZ, 2001).

Várias substâncias potencialmente perigosas podem estar presentes em um determinado local. Essas substâncias frequentemente estão sendo acumuladas próximas ao ponto em que foram processadas, estocadas ou utilizadas (CETESB/GTZ, 2001). As concentrações determinadas nesses locais são comparadas aos valores orientadores para definição da condição de qualidade do solo, assim a CETESB dispõe dos “Valores orientados para solos e águas subterrâneas do estado de São Paulo (Decisão de diretoria nº 195/2005)”, de 23 de novembro de 2005. Esses valores referem-se às concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a condição de qualidade de solo e de água subterrânea e são utilizados como instrumentos para prevenção e controle da contaminação e gerenciamento de áreas contaminadas sob investigação (CETESB/GTZ, 2001).

Uma substância é chamada de perigosa quando constitui um risco para o ambiente, especialmente para os organismos. Os resíduos perigosos são definidos como substâncias que foram descartadas ou designadas como resíduos que em essência representam risco. Geralmente são substâncias químicas comerciais ou subprodutos resultantes de sua fabricação. Os tipos mais comuns de materiais perigosos são: (a) inflamáveis: queimam pronta e facilmente, (b) corrosivos: de caráter básico ou ácido, permitem a ocorrência de corrosão, (c) reativos: apresentam risco de explosão e (d) radioativos (BAIRD, 2002).

6.11.1 Atividades agropecuárias

As atividades agropecuárias provocam diversos impactos ambientais, como desmatamentos, erosões, queimadas, poluição do solo por agrotóxicos, fertilizantes e dejetos animais que provocam repercussões nos ecossistemas aquáticos. Como consequências dessas atividades podem ser citadas: (a) perda de biodiversidade (animal e vegetal) provocada pela supressão de habitat; (b) degradação

dos mananciais pela não preservação de mata ciliar; (c) assoreamento, que é a obstrução de um corpo de água por acúmulo de substâncias minerais; (d) desertificação; (e) contaminação por agrotóxicos; (f) eutrofização das águas por adução excessiva de fertilizantes; e (g) salinização do solo em locais semiáridos e áridos. As atividades de uso e ocupação dos solos potencialmente poluentes segundo a CETESB (2009) encontram-se elencadas na Tabela 13.

6.11.2 Atividade urbana

Existem várias mudanças ocorridas no solo provocadas pela urbanização, por exemplo, (a) impermeabilização das superfícies, *i.e.* a pavimentação reduz a infiltração da água da chuva, (b) o descarte de resíduos em terrenos (*i.e.* resíduos sólidos), (c) compactação do solo, (d) erosão, (e) poluição e contaminação dos solos (*e.g.* metais pesados) e (f) solos como vetores de doenças (PEDRON et al., 2004).

Os *resíduos sólidos* são aqueles resultantes das atividades antrópicas qualquer que seja a sua origem: doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, agrícola e industrial, devem apresentar as seguintes características: (a) estado físico sólido, (b) estado físico semissólido ou pastoso e (c) estado físico líquido; porém com propriedades que tornem inviável seu tratamento para posterior lançamento na rede de esgotos ou corpos de água, exigindo confinamento. Os resíduos sólidos podem causar poluição do ar, água e/ou solo, bem como poluição visual. Exigem cuidados adequados no seu manuseio, tratamento e disposição final (ABNT, 1989). Outra definição considera os resíduos sólidos como resíduos coletados e transportados por outros meios que não a água (BAIRD, 2002).

Tabela 13 Algumas atividades antrópicas que apresentam potencial poluidor.

Atividades antrópicas potencialmente poluidoras
Aplicação de lodos de esgoto no solo
Silvicultura
Atividades extrativistas
Agricultura/horticultura
Atividades de lavra e processamento de argila
Atividades de processamento de animais
Enterro de animais doentes
Cemitérios
Atividades de processamento de produtos químicos
Mineração
Indústria de alimentos para consumo animal
Atividades de processamento do carvão
Aterros e outras instalações de tratamento e disposição de resíduos
Produção de energia
Curtumes
Produção, estocagem e utilização de preservativos de madeira

Fonte: adaptada de CETESB (2009).

UNIDADE 7

Poluição e monitoramento da água

7.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é discutir as alterações que caracterizam a poluição das águas (continentais e oceânicas). Também são apresentados os indicadores (físicos, químicos e biológicos) habitualmente utilizados nos monitoramentos da qualidade da água. Ao final desta unidade o leitor deverá ser capaz de identificar os efeitos da poluição no funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

7.2 Problematizando o tema

As discussões de ações mitigadoras e neutralizadoras da poluição das águas solicitam, em princípio, o conhecimento das variáveis limnológicas e das condições naturais dos ambientes aquáticos. Nesse sentido, o diagnóstico dos diferentes graus de poluição requer a identificação dos fatores responsáveis por esse processo degradativo.

7.3 Caracterização da hidrosfera

A *hidrosfera* apresenta ca. $1,4 \times 10^9$ km³ de água, sendo que a maior quantidade está contida nos oceanos, esse reservatório é o mais antigo da Terra (ca. 3,8 bilhões de anos; CAMPOS & JARDIM, 2003). A distribuição da água é muito desigual, enquanto ca. 97,3% está contida nos oceanos, a água doce representa 2,7% (Figura 34). Cerca de 0,3% está facilmente disponível em rios, lagos e a menos de 800 metros da superfície, a chamada água subterrânea. Representa 2,4% do total da água doce (AZEVEDO, 1999), a parte dificilmente disponível, *i.e.* água subterrânea a mais de 800 metros da superfície e também as calotas polares.

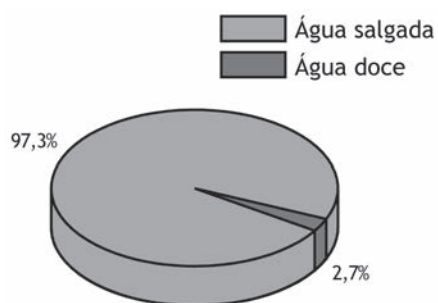


Figura 34 Distribuição de águas doces e salgadas.

A água é a substância mais abundante na Terra (1,4 bilhão de km³), podendo ser encontrada em três estados físicos: sólido (gelo), líquido e gasoso (vapor d'água). Toda a água do planeta encontra-se distribuída em compartimentos apresentando tempos de residência bastante distintos (Tabela 14).

Na literatura existem várias estimativas tanto da distribuição quanto do tempo de residência da água (TR) de cada compartimento. A Tabela 14 mostra a distribuição de água nos diversos compartimentos. Pode-se notar que a porcentagem de água em cada um deles é bastante variável (0,00009% a 97,61%), assim como o TR, que varia de dias a anos. O TR refere-se ao tempo teórico necessário para que ocorra a renovação total de água no ambiente (STRAŠKRABA, 1999).

Tabela 14 Distribuição de água na biosfera.

Compartimento	Porcentagem	Tempo de residência
Oceanos	97,61	3100 anos
Gelos polares e geleiras	2,08	16000 anos
Água subterrânea	0,295	300 anos
Lagos de água doce	0,009	1-100 anos
Lagos salinos	0,008	10-1000 anos
Solo/umidade do subsolo	0,005	280 dias
Rios	0,00009	12-20 dias
Vapor d'água atmosférico	0,0009	9 dias

Fonte: adaptada de Wetzel (2001).¹

Os oceanos representam o maior desses compartimentos (tempo de residência de 3100 anos). Abaixo da superfície da água dos oceanos encontra-se uma grande variedade de condições físicas, como variações na temperatura, profundidade, correntes, substrato e marés (RICKLEFS, 2003). O meio marinho apresenta uma superfície de 361 milhões de km² e profundidade média de 3800 m (DAJOZ, 2006). A maior parte do vapor d'água que entra no ciclo hidrológico vem dos oceanos (85%; KARMANN, 2009). O segundo maior reservatório de água do planeta são os gelos polares e as geleiras (2,08%). As geleiras são grandes e duradouras massas de gelo formadas nos continentes onde a precipitação da neve compensa o degelo, os principais tipos de geleiras são: (a) de vale ou alpino e (b) continental (IBGE, 2004).

A água infiltra-se pela superfície terrestre através de fendas, fraturas ou fissuras nas rochas ou mesmo por poros intergranulares e a partir dos solos caminha até o nível hidrostático (GUERRA & GUERRA, 2006). Essa água que existe abaixo da superfície do solo é chamada de *água subterrânea*, que faz parte de um processo dinâmico e interativo do ciclo hidrológico pelo qual a água circula do oceano para a atmosfera e desta para os continentes, de onde retorna, superficial e subterraneamente, ao oceano (FEITOSA & MANOEL FILHO, 2000; BORGHETTI, BORGHETTI & ROSA FILHO, 2004). A existência de uma conexão permanente entre as águas

1 Extraído de várias fontes.

subterrâneas e as superficiais (aquelas que apresentam contato direto com a atmosfera; GRASSI, 2001) reflete diretamente na qualidade das águas, sendo o tipo de uso e ocupação do solo a principal fonte de poluição para os recursos hídricos. Ressalta-se que enquanto as águas lóaticas (*i.e.* rios) possuem um movimento unidirecional da ordem de quilômetros por dia (velocidade de corrente = 0,1 a 1 m s⁻¹), as águas subterrâneas movem-se apenas alguns centímetros (velocidade de corrente = 10⁻¹⁰ a 10⁻³ m s⁻¹; MEYBECK & HELMER, 1996). Essa característica atua diretamente no tempo de permanência de um agente poluidor/contaminante das águas.

Os lagos e os reservatórios são caracterizados como ambientes lânticos, *i.e.* ambientes com baixa movimentação de suas águas (velocidade de corrente = 0,001 a 0,01m s⁻¹). Em contrapartida os rios e riachos são ambientes lóaticos (ambientes com movimentação elevada). As águas naturais contêm várias substâncias dissolvidas (Tabela 15) e as concentrações de sais fazem com que elas possam ser categorizadas em águas doces e salinas (Tabela 16). As águas salinas apresentam concentrações de ca. 35 a 39 g L⁻¹ de íons dissolvidos (MARGALEF, 1983), principalmente sódio e cloreto (KESTER et al., 1967). As fontes de salinidade para a água podem ser: (a) intemperismo do solo e rochas, (b) precipitação atmosférica e (c) fatores ambientais, como *e.g.* clima (WETZEL, 2001). Os lagos representam 0,009% (TR = 1 – 100 anos) do compartimento de água doce, enquanto que nos lagos salinos estão contidas 0,008% (TR = 10 – 1000 anos) de água. Lagos salinos são aqueles cujas concentrações iônicas da água excedem 3 g L⁻¹ (WILLIAMS, 1981), um exemplo desse tipo de ambiente é o Mar de Aral. A área total dos principais lagos salinos (que resultaram do processo de evaporação de regiões semiáridas e áridas) é 600000 km² (MEYBECK, 1995).

Tabela 15 Composição química das águas continentais.

Elementos principais (mg L ⁻¹)	Elementos secundários (mg L ⁻¹)	Elementos traço e compostos orgânicos (µg L ⁻¹)
Ca ²⁺	N	Cu, Co, Mo, Mn, Zn
Mg ²⁺	P	B, V
Na ⁺	Si	Substâncias húmicas
K ⁺		Produtos de excreção
H ⁺		Vitaminas e demais
Fe ²⁺		
NH ₄ ⁺		
HCO ₃ ⁻		
SO ₄ ²⁻		
Cl ⁻		
F ⁻		

Fonte: adaptada de Golterman (1975).

A água contida no solo (Unidade 6) representa 0,005% (TR de 280 dias) da distribuição desse elemento. A água é absorvida pelas raízes e expelida para a atmosfera pela transpiração e também pode ser retirada na forma de vapor. Durante o esfriamento noturno das camadas superficiais o vapor d'água se difunde das camadas mais quentes e profundas para as mais superficiais (LARCHER, 2000).

Tabela 16 Concentração iônica da água do mar e das águas de rio.

	Água do mar (mg L ⁻¹)	Águas de rio (mg L ⁻¹)
Ca ²⁺	410	15
Mg ²⁺	1350	4,1
Na ⁺	10500	6,3
K ⁺	390	2,3
Cl ⁻	19000	7,8
SO ₄ ²⁻	2700	11
HCO ₃ ⁻	142	60
SiO ₂	6,4	13,1

Fonte: adaptada de Langmuir (1997).²

Os rios contêm 0,00009% (TR = 12 – 20 dias; Figura 35) da água. Esses ambientes lóticos se distinguem dos lênticos (lagos, áreas alagadas e represas) por duas características: permanente movimento horizontal de correntes e interação com a bacia hidrográfica (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O vapor d'água na atmosfera apresenta o menor TR de todos os compartimentos (9 dias), e se constitui juntamente com o CO₂ e o CH₄, um gás do efeito estufa (MOZETO, 2001).

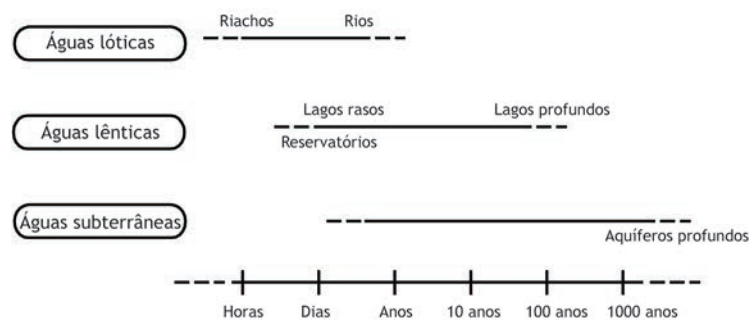


Figura 35 Tempo de residência da água em ambientes aquáticos continentais.

Fonte: adaptada de Meybeck & Helmer (1989).

7.4 Água como recurso

A água é uma substância natural desvinculada de qualquer uso ou utilização. Contudo o termo *recursos hídricos* refere-se às águas superficiais e ou subterrâneas presentes em uma determinada região ou bacia que se possa utilizar para um determinado fim (IBGE, 2004). As águas utilizadas para o abastecimento (*i.e.* consumo humano) e para as atividades socioeconômicas são captadas nos rios, lagos, reservatórios e aquíferos subterrâneos, e pelo fato desses mananciais serem encontrados nos domínios terrestres são chamadas de *águas interiores* (REBOUÇAS, 2002) ou continentais.

Os recursos hídricos são caracterizados tanto pelas águas superficiais quanto pelas subterrâneas presentes em uma determinada região ou bacia hidrográfica, estando disponíveis para qualquer tipo de uso (IBGE, 2004). Os tipos de água que ocorrem abaixo da superfície, *i.e.* águas subterrâneas, são: (a) água presente no solo, (b) água da camada não saturada do subsolo e (c) água da zona saturada. Nesse contexto, a água subterrânea da zona saturada representa o manancial subterrâneo propriamente dito (REBOUÇAS, 2002). Os recursos hídricos subterrâneos em uma determinada região dependem: (a) da recarga do aquífero que ocorre em função do balanço hídrico e (b) da capacidade do aquífero em armazenar água e regularizar os períodos de estiagens dos rios (TUCCI, HESPANHOL & CORDEIRO NETTO, 2001).

Com o propósito de manejo dos recursos hídricos, o Brasil foi dividido em doze regiões hidrográficas (ANA, 2002): (a) Amazônia, (b) Tocantins, (c) Parnaíba, (d) São Francisco, (e) Paraná, (f) Paraguai, (g) Uruguai, (h) Costeira do Norte, (i) Costeira do Nordeste Oriental, (j) Costeira do Nordeste Ocidental, (k) Costeira do Sudeste e (l) Costeira do Sul. Dadas as dimensões do Brasil, a variabilidade climática anual e sazonal no território brasileiro é expressiva, sendo que essa variação é o maior condicionante da disponibilidade hídrica e constitui-se em um fator de sustentabilidade das atividades socioeconômicas (TUCCI, HESPANHOL & CORDEIRO NETTO, 2001). *Bacia hidrográfica* é a região compreendida entre divisores de água, na qual toda a água aí precipitada escoar por um único exutório, que é o ponto mais baixo no limite de um sistema de drenagem (IBGE, 2004). Considerando o ciclo hidrológico, num evento de precipitação, o escoamento superficial irá drenar a água, o solo e as substâncias dissolvidas para o local mais baixo da bacia, ou seja, um corpo hídrico (*e.g.* rio ou lago). Assim, a bacia hidrográfica pode ser considerada como uma unidade territorial de gestão dos recursos ambientais. O gerenciamento de bacia hidrográfica é um instrumento que orienta o poder público e a sociedade, a longo prazo, na utilização e monitoramento dos recursos ambientais, econômicos e socioculturais, na área de abrangência de uma bacia hidrográfica, de forma a promover o desenvolvimento sustentável (IBAMA, 1995).

Os usos dos recursos hídricos podem ser consuntivos ou não consuntivos. Os usos consuntivos são aqueles que retiram água de sua fonte natural diminuindo suas disponibilidades, quantitativa ou qualitativa, espacial e temporalmente (SETTI et al., 2001). Os usos não consuntivos são aqueles em que toda a água captada retorna ao curso d'água de origem. Os usos consuntivos dos recursos hídricos são: (a) metais pesados, (b) óleo (e.g. dessedentação), (c) material em suspensão e (d) organismos fecais.

Em relação ao abastecimento humano seu consumo hoje é limitado pela (a) degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas e pela (b) concentração de demanda em grandes áreas urbanas. O gado bovino absorve ca. 93% do total de água para dessedentação de animais. Os principais impactos ambientais identificados pelos rebanhos são: (a) erosão do solo, (b) carga de resíduos orgânicos e (c) produção de gases do efeito estufa (TUCCI, HESPANHOL & CORDEIRO NETTO, 2001). A indústria demanda água para seus processos (e.g. limpeza, abastecimento, resfriamento). A irrigação demanda quantidades elevadas de água em todo o mundo (UNESCO, 2009). No Brasil, a demanda de água para os diferentes usos (ANA, 2002) ocorre da seguinte forma: a irrigação representa 63%, o uso doméstico 18%, a atividade industrial 14% e a produção animal 5% (Figura 36).

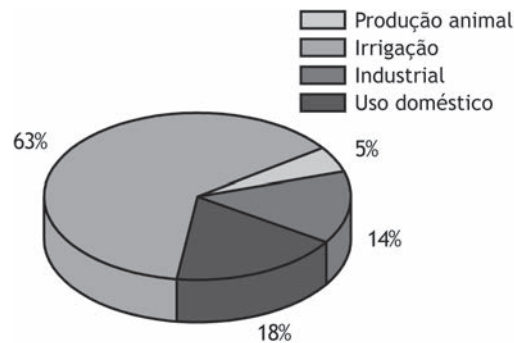


Figura 36 Demanda de água para os diferentes usos.

Fonte: elaborada a partir de ANA (2002).

O consumo de água pelas atividades humanas varia entre as diversas partes do mundo (Figura 37); os vários usos da água (Figura 38) têm gerado uma permanente pressão sobre os recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos. Os usos múltiplos da água são: (a) agricultura, (b) abastecimento público, (c) hidroeletricidade, (d) usos industriais, (e) recreação, (f) turismo, (g) pesca, (h) aquacultura, (i) transporte e navegação e (j) mineração (TUNDISI, 2005).

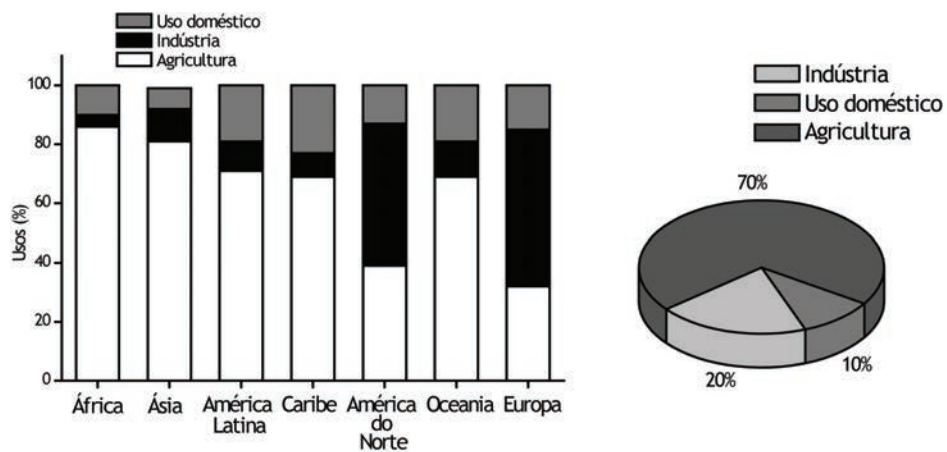


Figura 37 Usos de água por setor em diferentes continentes e usos no mundo.

Fonte: dados a partir de Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture (2007) e UNESCO (2009).



Figura 38 Usos múltiplos da água.

7.5 Impactos antrópicos nas águas oceânicas

As águas oceânicas ocupam ca. 71% da superfície terrestre e sempre foram utilizadas como locais de deposição de resíduos. A poluição marinha é definida por dois grupos de especialistas internacionais (*United Nations Group Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution* e *International Commission for Exploration of the Sea*) como a introdução pelo homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou energia no ambiente marinho resultando em efeitos deletérios aos recursos biológicos, causando perigo para a saúde humana, impedimento às atividades de pesca, diminuição da qualidade para o uso da água do mar ou das amenidades (LIBES, 1992). Outra definição considera a poluição marinha como introdução ou extração pelo homem de material e energia do ambiente de modo que as condições ambientais se alterem, nesse sentido as concentrações das substâncias passam a ficar acima ou abaixo do nível natural do ambiente (KENNISH, 2001).

Cerca de 80 a 90% da poluição marinha têm suas fontes no ecossistema continental. Os poluentes/contaminantes entram nos estuários ou águas oceânicas por cinco vias: (a) fonte difusa, (b) fonte pontual (como tubulações), (c) descargas de rios, (d) acidentes e (e) deposição atmosférica (KENNISH, 2001).

Segundo Tommasi (1982) os principais tipos de poluentes na região costeira do Brasil são (a) óleo, (b) organismos patogênicos, (c) metais pesados e (d) material em suspensão. Uma revisão sobre os principais poluentes que impactam as águas costeiras e oceânicas foi realizada por Islam & Tanaka (2004), sendo elencados como poluentes: (a) fertilizantes e agrotóxicos, (b) esgoto doméstico, (c) petróleo e derivados, (d) metais pesados, (e) compostos orgânicos sintéticos, (f) plásticos e (g) sedimentos. A radioatividade também é um poluente nos ambientes marinhos, uma revisão sobre radiatividade antropogênica foi realizada por Livingston & Povinec (2000).

As atividades agrícolas contribuem com ca. 50% da poluição das águas superficiais pelo incremento da concentração de nutrientes (NH_4 e NO_3) derivados dos insumos. O nitrogênio amoniacal contribui com a acidificação da água, o esterco oriundo de criações de aves, porcos e bovinos é utilizado em várias regiões como fertilizante orgânico; em regiões com predomínio de monoculturas os agrotóxicos são bastante utilizados e tendem a acumular no ambiente afetando as cadeias tróficas, dessa forma os dois mecanismos com implicações ecológicas associados aos agrotóxicos são a bioacumulação e a biomagnificação (ISLAM & TANAKA, 2004).

O esgoto contém uma diversa variedade de agentes poluidores, como microrganismos patogênicos, substâncias orgânicas, metais pesados e elementos traços. Esses compostos podem afetar direta ou indiretamente o ambiente e a biota. O esgoto é rico em nitrogênio e fósforo, além de bactérias; e o excesso desses nutrientes leva a episódios de eutrofização (WEBER, 1992).

Estudos apontam os plásticos como os principais resíduos marinhos distribuídos pelos oceanos. Uma revisão com 37 locais identificou que a porcentagem de plásticos entre os resíduos de praias, áreas costeiras, fundo dos oceanos, enseadas e águas superficiais variou de 32 a 92% (DERRAIK, 2002). Nessa revisão o autor aponta que os principais efeitos dos plásticos no ambiente marinho são: (a) prejuízos para a fauna pela ingestão de plásticos por pássaros, cetáceos e peixes; (b) emaranhamento de animais em plásticos; (c) fontes de contaminantes como as bifenilas policloradas (BPC); e (d) os plásticos que ficam à deriva podem servir de substrato para espécies incrustantes aderirem e se dispersarem nos oceanos, podendo se constituir como espécies exóticas.

As principais fontes antrópicas de petróleo e derivados no ambiente marinho são operações de navios tanques, docagem, acidentes com navios tanques envolvendo derramamento, efluentes urbanos e industriais (e.g. refinarias). O destino do petróleo irá depender de vários fatores: (a) composição química, (b) velocidade do vento, (c) superfície do mar, (d) temperatura e (e) atividade biológica do local. Vários processos físicos (advecção, difusão e turbulência), químicos (dissolução, evaporação, fotodegradação) e biológicos atuam sobre as manchas de óleo, alterando assim suas características (LIBES, 1992).

As principais fontes de radionucleotídeos antropogênicos nos sistemas marinhos são partículas liberadas por explosões nucleares, descarregamento de lixo radioativo, como o acidente de Chernobyl em 1986, e acidentes com submarinos nucleares (LIVINGSTON & POVINEC, 2000). Durante décadas os dejetos radioativos foram simplesmente dispostos ou estocados de forma inadequada. As partículas radioativas liberadas por explosões nucleares produzidas desde a década de 1950 são as principais fontes desses radionucleotídeos no ambiente. Os principais radionucleotídeos são plutônio-239 e plutônio-240, céσιο-137, estrôncio-90, carbono-14 e trítio (LIBES, 1992). A poluição radioativa compreende mais de 200 nucleotídeos, sendo que do ponto de vista de impacto ambiental destacam-se o céσιο-137 e o estrôncio-90; considerando os processos biológicos, o Ce e o Sr se comportam quimicamente semelhantes ao K e Ca e tendem a se depositar nos músculos e ossos, respectivamente (FIGUEIRA & CUNHA, 1998).

Atividades como mineração e queima de combustíveis fósseis aumentaram significativamente a taxa de adução de metais nos oceanos. Os metais são levados até os oceanos pelo transporte atmosférico, drenagem continental e por esgotos (LIBES, 1992). Muitos compostos orgânicos sintéticos (e.g. organoclorados, organofosforados, HPA e organometais) estão sendo alvo de grande preocupação ambiental uma vez que suas concentrações têm se elevado no ambiente. Esses compostos apresentam elevada toxicidade e persistência no ambiente e nos sistemas biológicos, apresentando efeitos subletais aos organismos aquáticos marinhos, e.g. carcinogênicos, teratogênicos e mutagênicos

(ISLAM & TANAKA, 2004). Esses compostos também tendem ao acúmulo na cadeia trófica.

Além da poluição, a sobre-exploração de espécies marinhas e a introdução de espécies exóticas são as principais causas do aumento das espécies ameaçadas de extinção (AMARAL & JABLONSKI, 2005). A perda de habitats, particularmente os costeiros, que sustentam uma grande diversidade de espécies, é uma ameaça à biodiversidade dos oceanos. Muitos habitats do fundo do mar estão sendo destruídos por dragas e barcos de arraste (MILLER, 2007).

7.6 Impactos antrópicos nas águas continentais (superficiais e subterrâneas)

A história da civilização humana sempre esteve ligada aos cursos de água doce, que serviam de suprimento para as necessidades básicas (água e alimento), também como meio de transporte, fonte de vapor e produção de energia (MACHADO, FERREIRA & RITTER, 2004). A trajetória dos diversos usos da água no planeta Terra é complexa e está diretamente associada ao crescimento populacional, grau de urbanização e aos usos múltiplos que afetam tanto a sua qualidade quanto a quantidade. Apesar da dependência da água para a sobrevivência, as sociedades poluem e degradam esse recurso, tanto as águas superficiais quanto as subterrâneas (TUNDISI, 2005). Todos os ecossistemas aquáticos continentais estão submetidos a uma série de impactos resultantes das atividades antrópicas e os usos múltiplos dos recursos hídricos. Indiretamente esses impactos afetam os estuários e as águas costeiras (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). De acordo com Tundisi (2005), as principais atividades antrópicas nos sistemas aquáticos continentais são: (a) desmatamento, (b) irrigação, (c) mineração, (d) urbanização, (e) construção de estradas, hidrovias e canais, (f) lançamento de esgoto, (g) descarga de efluentes agrícolas, (h) introdução de espécies exóticas, (i) construção de represas, (j) disposição de resíduos sólidos nas bacias hidrográficas, (k) eutrofização e (l) impactos nos mananciais.

Os usos crescentes das águas subterrâneas devido ao crescimento demográfico e expansão econômica apontam para uma situação de uso imediato e descontrolado. Para a proteção dos mananciais subterrâneos deve-se observar dois aspectos: (a) problemas relacionados à exploração excessiva e (b) contaminação do recurso subterrâneo, que leva a uma redução da qualidade da água (HIRATA, 1993). A deterioração da qualidade da água dos aquíferos (*i.e.* reservatórios subterrâneos de água caracterizados por camadas ou formações geológicas suficientemente permeáveis, capazes de armazenar e transmitir água em quantidades que possam ser aproveitadas como fonte de abastecimento para diversos usos; IRITANI & EZAKI, 2008). Ocorre em locais onde os resíduos das atividades antrópicas (*e.g.* núcleos urbanos e industriais, atividades agrícolas e de

mineração) são inadequadamente depositados e os contaminantes produzidos excedem a capacidade de “depuração” do solo. Dependendo da capacidade filtrante do solo (características de permeabilidade e de adsorção) as águas subterrâneas podem se apresentar livres de contaminação, sendo, portanto, seguras como fonte de água para o consumo. Entretanto, lençóis freáticos de pouca profundidade sob solos de características não depuradoras são sujeitos à contaminação (SWOROBUCK, LAW & BISSONNETTE, 1987).

A poluição das águas subterrâneas (Figura 39) ocorre quando agentes contaminantes atingem o solo e nele percolam através da zona não saturada até atingir o aquífero ou quando são lançados diretamente nos aquíferos a partir de poços (IRITANI & EZAKI, 2008). No caso das águas subterrâneas, as fontes podem ser pontuais, em que poluem um local específico de forma concentrada, ou difusas com extensa distribuição de áreas (Tabela 17). As fontes de poluição podem ser classificadas por tipo de atividades: *urbana*, *rural* e de *mineração*.



Figura 39 Fontes poluidoras das águas subterrâneas.

Fonte: adaptada de Foster et al. (2002).

Tabela 17 Principais fontes de poluição das águas subterrâneas.

Principais fontes de poluição das águas subterrâneas
Deposição de resíduos sólidos no solo
Cemitérios
Esgotos e fossas
Atividades agrícolas
Mineração
Vazamento de substâncias tóxicas
Poços mal construídos/abandonados

Fonte: adaptada de MMA (2007).

A maioria dos rios que atravessam as cidades brasileiras está deteriorada, sendo este considerado o maior problema ambiental brasileiro em função da falta de coleta e tratamento de esgotos domésticos. Em épocas de elevadas precipitações, os resíduos sólidos, a produção de sedimentos, a lavagem de ruas e avenidas pavimentadas, afetam a qualidade dos cursos de água (TUCCI, HESPANHOL & CORDEIRO NETTO, 2001).

As principais cargas de poluição podem ser pontuais (oriundas de fontes facilmente identificáveis, como os efluentes industriais e esgotos cloacais e pluviais) ou difusas (não apresentam ponto de lançamento específico, e.g. pulverização de agrotóxicos em campos agrícolas). Os poluentes podem ser inorgânicos ou orgânicos, dependendo da composição química do poluente. A matéria orgânica presente no esgoto doméstico tem natureza orgânica, enquanto que os metais pesados presentes em efluentes industriais apresentam natureza inorgânica. Os poluentes também podem ser: persistentes e não persistentes (Tabela 18). Os não persistentes permanecem no ambiente por dias ou semanas, sendo degradáveis química ou biologicamente e as consequências podem ser reversíveis; enquanto os persistentes apresentam degradação lenta, permanecendo no ambiente por meses ou anos (GOEL, 2006; ENVIRONMENT CANADA, 2010).

Tabela 18 Exemplos de fontes poluidoras persistentes e não persistentes.

Não persistentes	Persistentes
Esgoto doméstico	Alguns pesticidas (DDT, Dieldrin)
Fertilizantes	Lixiviados de aterros sanitários
Alguns efluentes industriais	Petróleo e derivados
	HPA
	Compostos radiativos
	Metais pesados

Fonte: adaptada de Environment Canada (2010).

Bernardes & Soares (2005) apontam que os principais processos poluentes das águas superficiais são: (a) contaminação, (b) assoreamento, (c) eutrofização e (d) poluição por matéria orgânica. A contaminação refere-se à introdução de compostos na água que podem ser nocivos à biota. Entre essas substâncias podemos citar organismos patogênicos, agrotóxicos e metais pesados.

O assoreamento refere-se à obstrução de um rio, canal, estuários ou qualquer corpo de água pelo acúmulo de substâncias minerais ou orgânicas que provocam a diminuição da profundidade de um corpo de água como também redução na velocidade de corrente (IBGE, 2004). O assoreamento pode ser causado por processos erosivos do entorno de um rio, lago ou reservatório.

A eutrofização é o processo de enriquecimento por nutrientes (especialmente N e P) de um corpo de água que tem como consequência a elevação da produção primária nesse sistema (ODUM & BARRETT, 2007). Esses nutrientes são aduzidos de forma antrópica ao ambiente aquático através de fontes pontuais como os esgotos ou por fontes difusas como escoamento superficial, que arrastam os fertilizantes dos solos.

Todo corpo de água tem certa capacidade de depurar as cargas orgânicas que são aduzidas nele. Esse processo é chamado de *autodepuração*, *i.e.* capacidade que um corpo de água tem de assimilar os despejos orgânicos sem apresentar problemas do ponto de vista ambiental. A autodepuração ocorre devido à ação conjunta de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos e biológicos que ocorrem em um corpo de água (BERNARDES & SOARES, 2005). O esgoto possui uma carga orgânica elevada (*i.e.* 70% são compostos orgânicos e 30% são inorgânicos; LESTER, 1996) quando é lançado nos rios, além de grandes quantidades de microrganismos (Figura 40).

Quando há despejo de esgoto nos cursos de água, a oxidação da matéria orgânica consome o oxigênio dissolvido da água, elevando conseqüentemente a demanda bioquímica de oxigênio (DBO; Figura 41). Caso a carga de matéria orgânica seja elevada, os processos degradativos ocorrerão anaerobiamente, sendo gerados gás sulfídrico e metano; a reaeração física do curso de água dependerá da turbulência das águas, que é decorrente da declividade e da vazão. A reaeração biológica dependerá da produção primária. Após o lançamento de esgoto, sucede-se à jusante uma série de zonas ecológicas; antes do lançamento denomina-se de *zona de água limpa* (BERNARDES & SOARES, 2005):

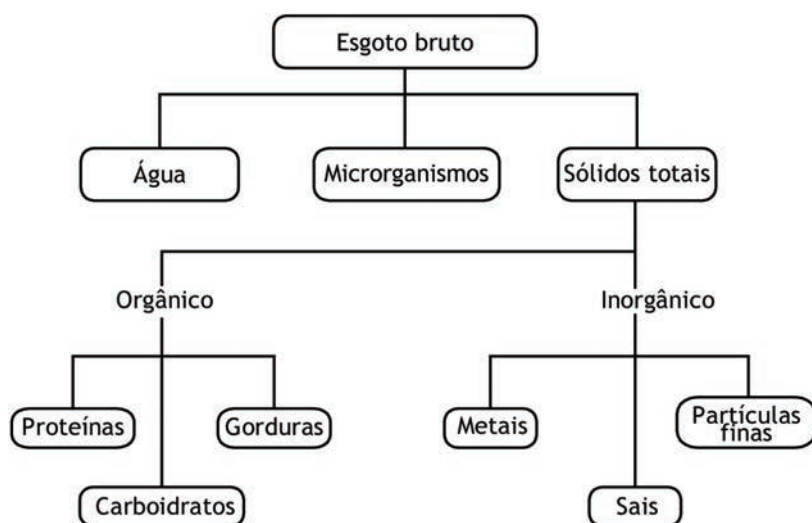


Figura 40 Diagrama esquemático da composição do esgoto doméstico.

Fonte: adaptada de Lester (1996).

- (a) Zona de degradação: ocorre após o lançamento de uma carga poluidora, as águas são escuras, a concentração de oxigênio dissolvido é baixa e a DBO é elevada. Apresenta quantidade elevada de organismos decompositores (bactérias e fungos).
- (b) Zona de decomposição ativa: as águas ainda possuem coloração escura; a concentração de oxigênio dissolvido pode chegar a zero, ocorrendo o predomínio da degradação anaeróbia. Compostos de nitrogênio orgânico são transformados em nitrogênio amoniacal.
- (c) Zona de recuperação: a coloração da água é mais clara e a matéria orgânica encontra-se mais degradada onde o processo de aeração física é mais intenso que o processo de decomposição. As concentrações de oxigênio dissolvido aumentam e os organismos aeróbios começam a aparecer. O nitrogênio encontra-se na forma oxidada (nitratos e nitritos).
- (d) Zona de águas limpas: águas retornam às condições anteriores ao despejo de esgoto.

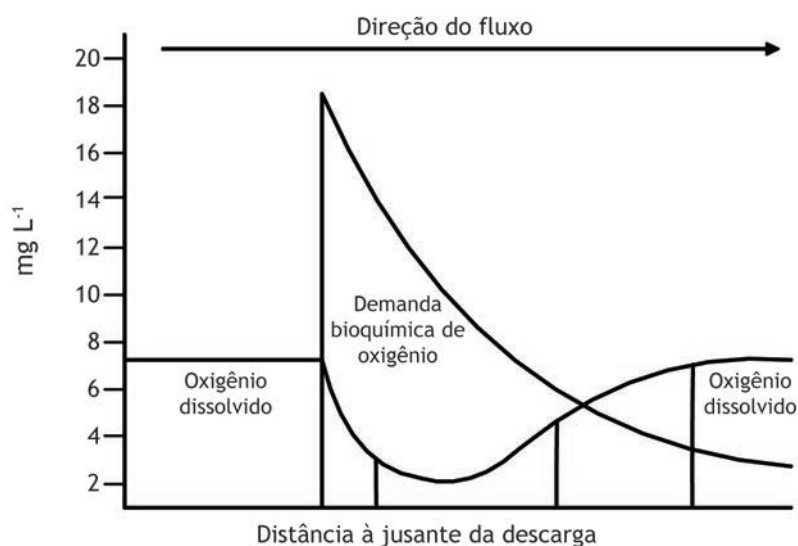


Figura 41 Diluição e decomposição do esgoto em um curso de água lótico com ênfase nas concentrações de oxigênio dissolvido e DBO.

Outros tipos de poluição são: (a) térmica, (b) resíduos sólidos, (c) espumas e (d) acidificação do meio aquático por chuvas ácidas. Alguns dos efeitos que a poluição térmica causa são: (a) a concentração do oxigênio dissolvido diminui com o incremento da temperatura; (b) os processos biológicos são controlados, em certo grau, termodinamicamente pela temperatura; (c) as espécies de peixes dependem, geralmente, da temperatura para migração e desova; (d) aumento da vaporização da água; (e) o metabolismo de plantas e animais é acelerado; e

(f) efeitos diretos na coagulação/desnaturação de proteínas que constituem a matéria viva (DAVIDSON & BRADSHAW, 1967; PERCEBON, BITTENCOURT & ROSA FILHO, 2005).

De acordo com IBAM (2001), mais de 80% dos municípios brasileiros descartam seus resíduos sólidos em locais inapropriados, como terrenos a céu aberto, em cursos d'água ou áreas ambientalmente protegidas. Dependendo das condições ambientais e do tipo de resíduo, as ciclagens destes materiais podem ocorrer de forma lenta, se caracterizando numa fonte pontual de poluição.

Os detergentes são introduzidos nas águas superficiais em quantidades apreciáveis, tendo origem industrial e doméstica. Esse tipo de poluição começou a ocorrer após a Primeira Guerra Mundial com o aparecimento dos detergentes sintéticos. Todas as substâncias que tendem a diminuir a tensão superficial da água favorecem a formação de espumas. A formação de espumas é beneficiada pela presença de proteínas, pelo pH e pela temperatura e sua presença inibe a oxidação química e biológica da matéria orgânica. A solubilidade do oxigênio dissolvido também é influenciada, sendo menos solúvel em águas com espumas (LAFUENTE, 1969).

A chuva ácida ocasiona a acidificação de corpos d'água e do solo, afetando a biota, o ecossistema e os materiais. É ocasionada pelas emissões de sulfeto de hidrogênio e óxidos de nitrogênio tanto de fontes naturais (vulcanismos, incêndios florestais) quanto antrópicas (fontes industriais e veiculares) que, ao interagir com o vapor d'água na atmosfera, produzem precipitações ácidas. A acidificação das águas ocasiona modificações nas comunidades vegetais, zooplanctônicas, bentônicas e ictiológicas e mobiliza os metais, *e.g.* alumínio, que se torna biodisponibilizado, afetando a biota, podendo retardar o crescimento de peixes e causar a mortandade da fauna (DAJOZ, 2006).

7.7 Monitoramento das águas e as variáveis usualmente utilizadas

As ações entrópicas sobre os ecossistemas aquáticos são as maiores responsáveis pelas alterações nas composições químicas da água. Os esgotos urbanos lançam efluentes orgânicos; as indústrias aduzem vários compostos sintéticos, além de metais pesados; e a agricultura é responsável pela presença de agrotóxicos e de fertilizantes na água. As alterações na qualidade da água representam uma das maiores evidências do impacto das ações antrópicas sobre os recursos hídricos (BRANCO, 1991).

A qualidade da água refere-se à sua adequação para um determinado uso, levando em consideração suas características físicas, químicas e biológicas (CORDY, 2001). A Figura 42 ilustra as variáveis limnológicas químicas, físicas e biológicas usualmente utilizadas em monitoramentos da qualidade da água de ambientes lóticos e lênticos.

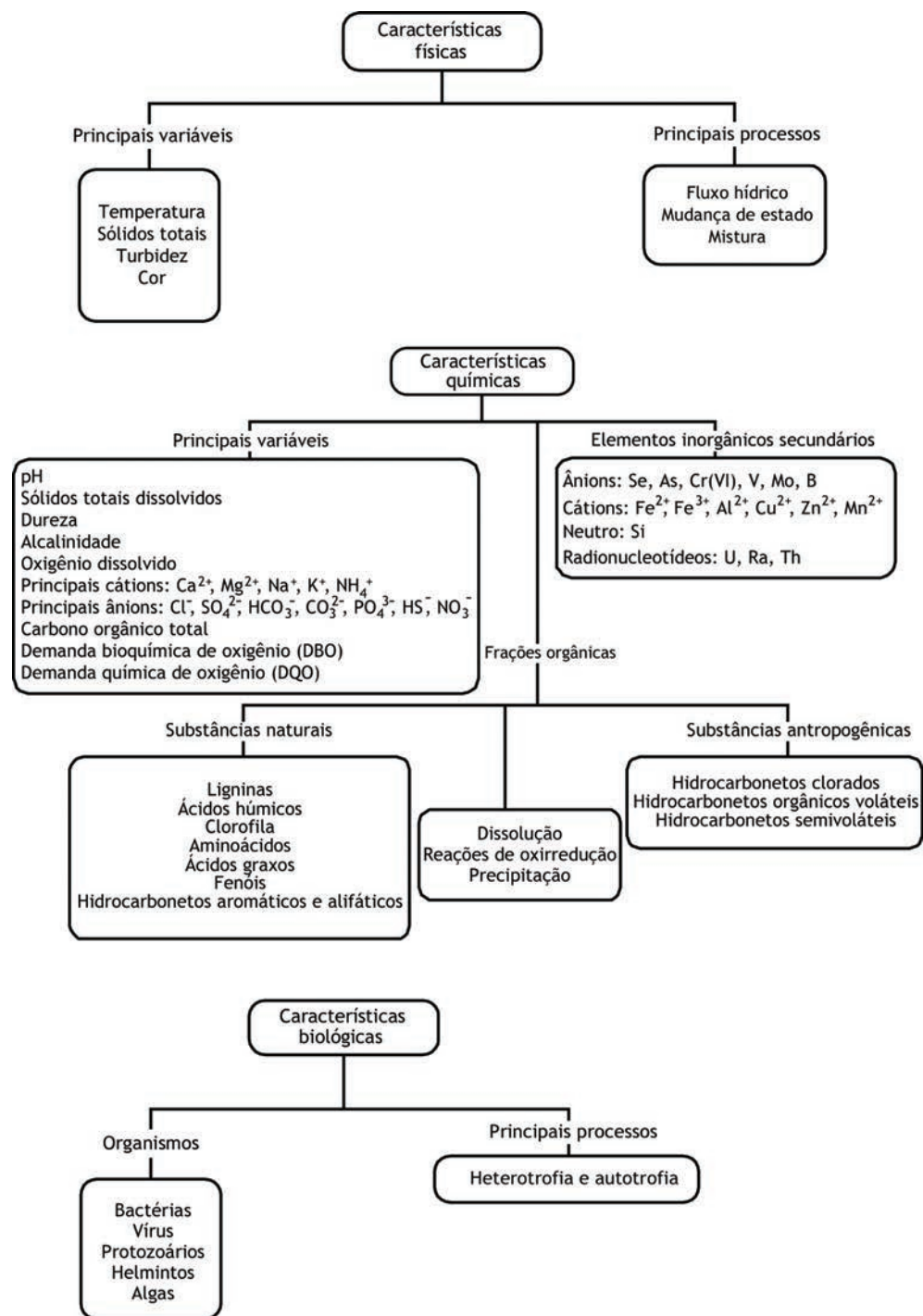


Figura 42 Principais variáveis limnológicas das águas continentais.

Fonte: adaptada de Artiola (2004).

Existe um grau de pureza desejável em relação à qualidade da água, dependendo do uso a que será destinada (BRANCO, 1991). Os diagnósticos das características da qualidade da água, assim como suas alterações temporais, são realizados por meio de monitoramentos limnológicos. A Limnologia é o estudo das águas continentais como sistemas ecológicos e suas interações com a bacia de drenagem e a atmosfera (WETZEL, 2010). A poluição e a degradação da qualidade da água interferem nos usos da água em diferentes escalas: local, regional ou internacional (MEYBECK & HELMER, 1989).

Monitoramento é o estudo e o acompanhamento contínuo e sistemático do comportamento de fenômenos, eventos e situações específicas, cujas condições se deseja identificar, avaliar e comparar. Assim, é possível estudar as tendências ao longo do tempo, verificar as condições presentes, projetando situações futuras. O monitoramento pode ser definido como um processo de coleta de dados, estudo e acompanhamento contínuo e sistemático das variáveis ambientais (Quadro 2).

Quadro 2 Componentes associados ao monitoramento ambiental.

- (a) Propósito (algo que se tem a intenção de realizar): Conhecer o estado de um ambiente que se altera temporalmente e espacialmente.
- (b) Objetivos (meta que se pretende atingir): Definir e medir as condições (estado, atributos e processos) físicas, químicas e biológicas do sistema.
- (c) Abordagem (execução): Coletar e analisar um conjunto de amostras que representam o ambiente em espaço e tempo.

Fonte: adaptada de Artiola & Warrick (2004).

O inventário limnológico consiste em determinar periodicamente as características da água, a fim de inferir sua qualidade frente aos distintos usos e identificar as causas de eventuais degradações. Esse acompanhamento, se bem programado e executado, pode ser um indicador sensível de algumas interações e alterações do sistema (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

No estado de São Paulo, a CETESB mantém uma rede de monitoramento (Tabela 19) de qualidade de águas desde 1974. Segundo a CETESB (2010a) os principais objetivos das redes de monitoramento gerenciadas por ela visando o setor técnico são: (a) avaliar a evolução da qualidade das águas doces; (b) propiciar o levantamento das áreas prioritárias para o controle da poluição das águas; (c) identificar trechos de rios onde a qualidade da água possa estar mais degradada; possibilitando ações preventivas e de controle; e (d) subsidiar o diagnóstico da qualidade das águas doces utilizadas para o abastecimento público e outros usos.

Tabela 19 Rede de monitoramento da água executada pela CETESB em 2008 (CETESB, 2010b).

Monitoramento	Objetivos	Início	Pontos	Frequência	Variáveis
Rede básica	Realizar um diagnóstico geral dos recursos hídricos do estado de SP	1974	333	Bimestral e Semestral	Físicas, Químicas e Biológicas
Rede de sedimentação	Complementar o diagnóstico da água	2002	26	Anual	Físicas, Químicas e Biológicas
Balneabilidade de lagos	Informar condições de banho à população	1994	36	Semanal	Físicas, Químicas e Biológicas
Monitoramento automático	Controle de fontes poluidoras domésticas e industriais, bem como o controle da qualidade da água destinada ao abastecimento público	1998	13	Horária	Físicas e Químicas

Os objetivos que visam o público externo (*i.e.* população) são: (a) informar as condições de balneabilidade das praias de reservatórios, (b) informar a situação de qualidade dos principais mananciais de abastecimento e (c) informar as condições de proteção da biodiversidade dos ambientes de água doce (CETESB, 2009c).

Considerando o planejamento e a gestão do uso dos ecossistemas aquáticos é que se define o que é água de boa qualidade. A legislação brasileira se baseia na Resolução CONAMA nº 357 de 2005, que classifica os corpos hídricos interiores brasileiros em classes (Classe especial e Classes de 1 a 4) em função dos usos potenciais da água. As águas são classificadas em função de variáveis limnológicas e indicadores específicos, que são relacionados aos possíveis usos (IBAMA, 1994).

As variáveis são classificadas em físicas, químicas e biológicas; a seguir estão elencados alguns exemplos dessas variáveis utilizadas no monitoramento realizado pela CETESB (CETESB, 2009c): (a) variáveis físicas: cor, sólidos dissolvidos, temperatura da água e do ar, transparência e turbidez, (b) variáveis químicas: alumínio, bário, cádmio, chumbo, cloreto, cobre, condutividade elétrica, cromo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro, fluoreto, fósforo total, manganês, mercúrio, níquel, óleos e graxas, ortofosfato solúvel, oxigênio dissolvido, pH, potássio, série de nitrogênio (Kjeldahl, amoniacal, nitrato e nitrito), sódio, sulfato, surfactantes e zinco, (c) variáveis microbiológicas: coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, (d) variáveis

hidrobiológicas: clorofila-*a* e comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica e bentônica, (e) variáveis toxicológicas: microcistinas, ensaio de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*, ensaio de toxicidade crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e ensaio de mutação reversa.

A seguir estão descritas algumas dessas variáveis utilizadas para determinar a qualidade da água:

- (a) Potencial hidrogeniônico (pH): é uma medida da concentração relativa dos íons H^+ em uma solução indicando sua acidez ($pH < 7$) ou basicidade ($pH > 7$) da solução (PEIRCE, WEINER & VESILIND, 1998). A maioria dos ambientes aquáticos sem interferência antrópica apresenta pH na faixa de 5,0 a 9,0 (BRANCO & ROCHA, 1977; ALLAN, 1995). A importância dessa variável reside no fato de que todos os processos biológicos que ocorrem no meio aquático, assim como o caráter tóxico (*e.g.* metais) e a solubilidade de alguns compostos (*e.g.* fósforo e carbono), são controlados pelo pH. Os efeitos letais para a maioria dos organismos acontecem quando o pH é menor que 5,5 ou próximo a 9,5. A capacidade de tamponamento das águas naturais (que é medida pela alcalinidade) é de extrema importância para a manutenção da vida nos sistemas aquáticos (WETZEL & LIKENS, 1991).
- (b) Condutividade elétrica: é uma medida da habilidade de uma solução aquosa em conduzir corrente elétrica; portanto, soluções com concentrações elevadas de compostos inorgânicos são boas condutoras, ao contrário das soluções com concentrações elevadas de matéria orgânica, que não se dissociam em meio aquoso, conduzindo assim fracamente a corrente elétrica (APHA, AWWA & WPCF, 1998). A condutividade elétrica da água varia em função da: (a) concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas, (b) temperatura, (c) mobilidade e valências dos íons e (d) concentração relativa de cada íon. Em geral, os íons Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- são derivados primariamente das partículas do ar, enquanto que SO_4^{2-} , NH_4^+ e NO_3^- são derivados principalmente dos gases atmosféricos. As concentrações e as composições desses íons são variáveis; suas variabilidades podem ser atribuídas tanto às entradas naturais dos sistemas aquáticos quanto às pressões antropogênicas (*i.e.* medida indireta da concentração de nutrientes) que tais sistemas estão submetidos (ALLAN, 1995). O regime de chuvas e a geologia da área de drenagem dos efluentes e da bacia de acumulação do ambiente lântico são outros fatores que interferem na composição iônica da água (HUTCHINSON, 1957). A condutividade elétrica indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, pode representar uma

medida indireta da concentração de poluentes. Não existe na legislação brasileira um valor de referência para esta variável. Entretanto, de acordo com a CETESB (2009c), valores superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados.

- (c) Turbidez: é causada pela presença de materiais em suspensão, tais como: argila, material orgânico (*i.e.* detritos particulados) e inorgânico (*i.e.* areia, silte) finamente divididos, organismos microscópicos (*e.g.* microalgas, bactérias, plâncton em geral) e, em menor proporção, os compostos dissolvidos (*e.g.* substâncias húmicas). Esses materiais podem ocorrer em tamanhos diversos, variando desde partículas maiores que se depositam (tamanho $> 1 \mu\text{m}$) até as que permanecem em suspensão por muito tempo (*e.g.* partículas coloidais); por sua vez, os compostos dissolvidos são responsáveis pela cor verdadeira da água (HUTCHINSON, 1957). A turbidez excessiva restringe a penetração de luz na água, reduzindo as atividades fotossintéticas. Materiais que sedimentam preenchem espaços entre as pedras e pedregulhos do fundo, eliminando locais de desovas de peixes e habitats de muitos invertebrados filtradores, afetando dessa maneira a vida desses animais (CETESB, 1978a; WETZEL & LIKENS, 1991). A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas; os esgotos domésticos e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas.
- (d) Oxigênio dissolvido: devido à diferença de pressão parcial, o oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve nas águas naturais. Esse mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água em função da temperatura (CETESB, 2009c). Nos ambientes aquáticos, os incrementos das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) são provenientes basicamente de três fontes: a fotossíntese, a aeração e a dissolução atmosférica na água; essa variável é dependente da temperatura e da pressão parcial da água (ALLAN, 1995). As perdas desse elemento ocorrem por: (a) processos de consumo durante a oxidação da matéria orgânica, (b) perdas para a atmosfera, (c) respiração dos organismos (fitoplâncton, zooplâncton e bactérias), (d) oxidação de íons metálicos e (e) oxidações biológicas dos gases H_2 e CH_4 provenientes dos sedimentos (KUZNETSOV, 1970). As concentrações de OD constituem-se num valioso agente de diagnóstico dos ambientes aquáticos, por serem indicadoras sensíveis de vários fenômenos biológicos e químicos da água (PARANHOS, 1996). O OD é uma variável frequentemente utilizada na caracterização ambiental. As baixas concentrações desse

elemento são normalmente induzidas por situações de poluição ou de degradação intensa.

- (e) Temperatura: as variações de temperatura são naturais nos regimes climáticos. Nesse contexto, os recursos hídricos apresentam variações sazonais e diurnas, bem como podem apresentar estratificações térmicas verticais. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como: latitude, altitude, estação do ano, período do dia, vazão e profundidade (ALLAN, 1995; BRIGANTE et al., 2003). A temperatura influencia a grande maioria dos processos físicos, químicos e biológicos na água, assim como outros processos como a solubilidade dos gases, os movimentos das moléculas, a dinâmica dos fluidos e as taxas metabólicas dos organismos (HAUER & HILL, 1996). Em adição, as elevadas temperaturas (que usualmente ocorrem nos ambientes aquáticos tropicais) promovem o predomínio da mineralização (conversão da matéria orgânica detrital em inorgânica) sobre a formação dos compostos húmicos (*i.e.* produtos de re-sínteses da degradação da matéria orgânica), tornando as ciclagens da biomassa mais rápidas e favorecendo, frequentemente, a ocorrência de déficits de oxigênio dissolvido nos estratos profundos dos sistemas lênticos (*i.e.* lagos e reservatórios).
- (f) Formas nitrogenadas e fosfatadas: entre os elementos imprescindíveis para os processos de produção primária pode-se citar o nitrogênio e o fósforo. Normalmente, as concentrações desses elementos são baixas nos ecossistemas aquáticos e, em geral, condicionam o estado trófico desses ambientes (WETZEL, 2001). O nitrogênio pode ser encontrado nos compostos dissolvidos ou nas estruturas em suspensão. Na forma orgânica, está presente, basicamente, nas proteínas, nos polipeptídios, nos aminoácidos, na ureia e nos compostos húmicos; na forma inorgânica encontra-se principalmente como: amônia, nitrito e nitrato; destes, a amônia e o nitrato são as formas mais utilizadas para a produção de biomassa. Da mesma forma que o nitrogênio, o fósforo apresenta-se nas formas orgânicas e inorgânicas, solúveis e particuladas. Os processos de absorção pelas comunidades dos produtores primários, em geral, assimilam esse elemento nas espécies iônicas do ortofosfato. Por se constituírem normalmente em fator nutricional limitante, as formas iônicas de fósforo geralmente encontram-se em concentrações abaixo dos limites de detecção dos métodos analíticos e, por esse motivo, é comum em inventários limnológicos a utilização da concentração do fósforo total, que representa o somatório das frações orgânicas, inorgânicas, dissolvidas e particuladas. Existem cinco tipos de transferência de nutrientes em ambientes lênticos: (a) por advecção (*i.e.* hidrodinâmica),

(b) por difusão, (c) através de reações químicas, (d) por sedimentação e (e) por reações bioquímicas.

- (g) Sólidos Totais: ocorrem, em geral, na forma dissolvida e são principalmente constituídos de sais inorgânicos, além de pequenas quantidades de matéria orgânica. As quantidades de material coloidal (não dissolvido) e de material em suspensão normalmente aumentam com o grau de poluição; por essa razão, a determinação do resíduo não filtrável é de grande utilidade para avaliar o grau poluidor e posterior controle da poluição das águas (CETESB, 1978b).
- (h) Cor: essa variável está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente materiais em estado coloidal orgânico e inorgânico (CETESB, 2009c). A cor da água pode variar pela presença de íons metálicos (principalmente pela presença de ferro e manganês), de plâncton, de algas, de compostos húmicos (os ácidos húmicos e fúlvicos, que são substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos), de ligninas e seus produtos de decomposição e também dos esgotos sanitários (PORTO, BRANCO & LUCA, 1991). A cor da água depende do pH, aumentando em função do aumento da alcalinidade (CETESB, 1978c).
- (i) DQO e DBO₅: Por definição, a DQO (demanda química de oxigênio) é uma medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar toda a matéria orgânica presente em uma amostra de água através de um agente químico. Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio), que envolve a medida de oxigênio dissolvido utilizada pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica (BRAILE & CAVALCANTI, 1979).
- (j) Colimetria: as bactérias coliformes são típicas dos intestinos de animais de sangue quente, assim, por estarem sempre presentes nas fezes desses animais e de serem de simples determinação, são frequentemente adotadas como referência para indicar e medir a grandeza da poluição de origem doméstica, revelando dessa forma as características sanitárias da água (DMAE, 2000). O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e enterobactéria (CETESB, 2009c).
- (k) Carbono Orgânico e Inorgânico Dissolvidos: o carbono orgânico dissolvido (CO) é formado por compostos orgânicos, produtos intermediários da decomposição de plantas e animais, lixiviados de solo, despejos urbanos (esgotos), etc. Possui duas categorias: compostos húmicos (sem

composição química definida) e não húmicos (com composição química definida, e.g. carboidratos, proteínas, fenóis). As concentrações de carbono inorgânico (CI) representam o somatório das concentrações de CO₂ dissolvido, ácido carbônico, bicarbonato e carbonato. O carbono total refere-se ao conjunto dos compostos orgânicos e inorgânicos que possuem carbono em suas composições.

- (l) Clorofila-a: as concentrações de pigmentos nos ecossistemas aquáticos são controladas e limitadas pelo regime de iluminação e principalmente por fatores nutricionais, dos quais o nitrogênio e o fósforo são os mais importantes. Além do regime de iluminação, também a composição e o estado fisiológico do fitoplâncton influenciam o teor de clorofila por célula. Assim, não só a variação quantitativa, mas também as mudanças na composição do fitoplâncton interferem na variação temporal de clorofila nos ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983).
- (m) Metais: os metais ocorrem nas águas nas formas coloidais, particuladas e dissolvidas, podendo ser encontrados nas formas de carbonatos, hidróxidos, óxidos, silicatos ou sulfitos e adsorvidos em argila, sílica ou matéria orgânica. As formas solúveis geralmente são íons ou quelatos de compostos organometálicos. A solubilidade dos metais é predominantemente controlada pelo pH, o tipo e a concentração dos ligantes nos quais o metal pode estar adsorvido e pela condição de oxirredução do sistema (ALLOWAY & AYRES, 1993; MAIER, 2004). Os metais possuem ação poluente nos ecossistemas e são geralmente tóxicos; têm origem geoquímica (*i.e.* composição química da litosfera) ou antrópica (*e.g.* emissões industriais, agrícolas, efluentes domésticos).

7.7.1 Aplicação de índices

Existem vários índices que podem ser aplicados aos dados físicos, químicos e biológicos obtidos durante um monitoramento. Os índices são utilizados porque fornecem uma visão geral da qualidade da água, uma vez que integram os resultados de diversas variáveis por meio de um determinado número (CETESB, 2009c). Vários países e continentes (Estados Unidos, Canadá, Colômbia, Europa, América Central, Ásia e Oceania) utilizam índices de qualidade da água em monitoramentos.

Para fornecer uma informação de mais fácil compreensão para o público leigo, desde 2002 a CETESB vem utilizando alguns índices: (a) IET – Índice do Estado Trófico, (b) IQA – Índice de Qualidade das Águas, (c) IPMCA – Índice de Parâmetros Mínimos para a Proteção das Comunidades Aquáticas e (d) IVA – Índice de

qualidade das águas para proteção da vida aquática. Esse índice é complementado pelos índices de Comunidades Aquáticas.

O Índice de Estado Trófico (IET) é aplicado aos ambientes aquáticos e reflete o grau de fertilidade de suas águas. Os termos gerais são: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico. Embora tais termos sejam originalmente desenvolvidos para ambientes lênticos, eles são também descritores apropriados para rios e estuários. A eutrofização pode ter vários efeitos deletérios sobre os corpos hídricos (TUNDISI, 2005), dentre os quais incluem-se: (a) os crescimentos excessivos de algas e macrófitas aquáticas, que interferem na profundidade da zona eufótica e podem obstruir filtros e tomadas d'água de estações de tratamento e interferir na navegação e nas atividades de lazer; (b) a intensificação da respiração e a decomposição dos vegetais aquáticos, que podem afetar as concentrações de oxigênio dissolvido e de carbono na água. O oxigênio interfere diretamente na sobrevivência dos organismos aeróbios (e.g. peixes) e as concentrações de dióxido de carbono podem alterar o grau de acidez; e (c) a alteração da composição de espécies do ecossistema. Em adição, certas espécies de algas podem causar problemas de odor e sabor nas águas utilizadas para o abastecimento, enquanto outras estão envolvidas na produção de compostos tóxicos.

O Índice de Qualidade da Água (IQA) que é utilizado pela CETESB foi obtido a partir de um estudo realizado na década de 70 pela *National Sanitation Foundation* (EUA), que adaptou e desenvolveu um índice de qualidade de água para facilitar a disseminação de informações de qualidade da água. Esse índice se baseia no produtório ponderado (Equações 43 e 44) das seguintes variáveis: turbidez, pH, temperatura, coliformes, DBO₅ e nas concentrações de nitrogênio total, fósforo total, resíduos totais e de oxigênio dissolvido. A categorização da qualidade da água é apresentada na Tabela 20.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (43)$$

em que: IQA = Índice de Qualidade das Águas (um número entre 0 e 100); q_i = qualidade da i -ésima variável, um número entre 0 e 100 obtido em função da concentração ou medida da variável; e w_i = peso correspondente à i -ésima variável, atribuída em função da importância dessa variável para a conformidade global da qualidade, um número entre 0 e 1.

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (44)$$

em que: n = o número de variáveis que entram no cálculo.

Tabela 20 Nível de qualidade de água (NQ) de acordo com o IQA (CETESB, 2009c).

NQ	Faixa
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$00 < IQA \leq 19$

O Índice de Parâmetros Mínimos para a Proteção das Comunidades Aquáticas (IPMCA) é composto por dois grupos de variáveis: (a) grupo de substâncias tóxicas (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis) e (b) grupo de variáveis essenciais (concentração de oxigênio dissolvido, pH e toxicidade). Para cada variável analisada são estabelecidos 3 diferentes níveis com as ponderações numéricas 1, 2 e 3. A ponderação 1 corresponde ao padrão de qualidade de água estabelecido pela legislação CONAMA 357/05. As ponderações 2 e 3 foram obtidas das legislações americana e francesa, que estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água para evitar efeitos crônicos e agudos à biota aquática (ZAGATTO et al., 1999). Em termos ambientais essas ponderações têm os seguintes significados:

- a) Águas com características necessárias para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos.
- b) Águas com características necessárias para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada a longo prazo.
- c) Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos.

Dadas as ponderações para os parâmetros analisados em uma amostra de água, o IPMCA é calculado pela Equação 45:

$$IPMCA = PE \times ST \quad (45)$$

em que: PE = valor da maior ponderação do grupo e variáveis essenciais e ST = valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas. A Tabela 21 mostra a classificação das águas de acordo com o IPMCA.

Tabela 21 Classificação das águas.

IPMCA	Classificação da água
1	Boa
2	Regular
3 e 4	Ruim
> 6	Péssima

Fonte: adaptada de Zagatto et al. (1999).

O Índice para Proteção da Vida Aquática (IVA) é composto pelo IPMCA e IET e é calculado segundo a Equação 46.

$$IVA = (IPMCA \times 1,2) + IET \quad (46)$$

Portanto, a classificação das águas pode ser representada pelas Tabelas 22 e 23, em que são realizadas as possíveis combinações do IPMCA e do IET.

Tabela 22 Representação das classes de qualidade com os valores de IVA.

	1	2	3	4	> 6
1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 a 11,8
2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 a 12,8
3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 a 13,8
4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 a 14,8

Legenda	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
---------	-------	-----	---------	------	---------

Tabela 23 Valores de IVA.

IVA	Qualidade da água
2,2	Ótima
3,2	Boa
$3,4 \leq IVA \leq 4,4$	Regular
$4,6 \leq IVA \leq 6,8$	Ruim
$IVA > 7,6$	Péssima

Fonte: adaptada de Zagatto et al. (1999).

O estado de São Paulo é dividido em 22 unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHI), que são categorizadas como: (a) industrializadas, (b) em conservação, (c) agropecuárias e (d) em industrialização. As Figuras 43 e 44 mostram a aplicação dos índices IET e IQA, respectivamente, adotados pela CETESB (2009a).

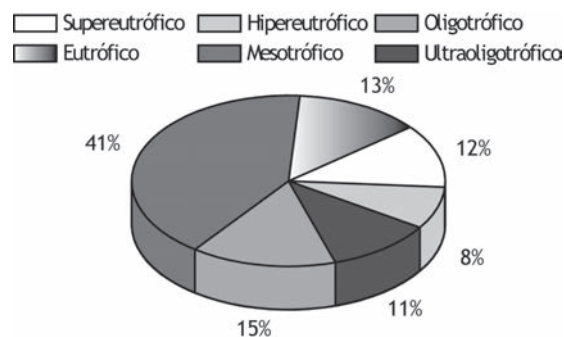


Figura 43 Distribuição dos estados tróficos das águas superficiais baseada nas concentrações de P-total.

Fonte: dados a partir de CETESB (2009a).

O IET mostrou que 8% das águas do estado de São Paulo em 2008 foram classificadas como hipereutróficas; águas supereutróficas representaram 12% da rede de monitoramento e águas eutróficas, 13%. A maior parte das águas (41%) apresentou estado mesotrófico e 11 a 15% das águas apresentaram pouca fertilização (oligotróficas e ultraoligotróficas).

Em relação ao IQA, as UGRHI apresentaram a maior parte de suas águas classificada como boa (45% nas industriais a 80% nas em conservação; Figura 44). As UGRHI em conservação não apresentaram águas péssimas nem tampouco ruins e as agropecuárias não apresentaram águas péssimas. As industriais apresentaram a condição de qualidade mais crítica, acusando 24% de seus corpos hídricos enquadrados nas categorias ruim ou péssima (CETESB, 2009c).

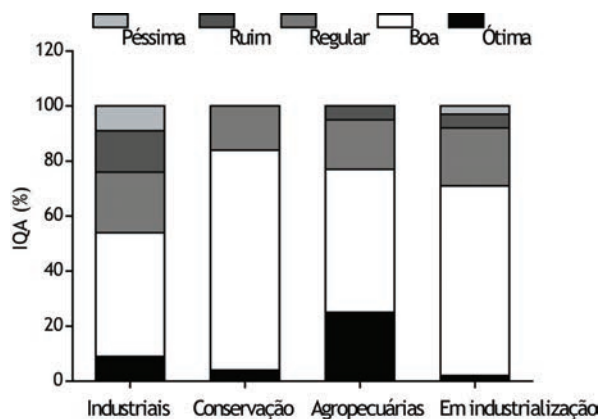


Figura 44 Distribuição do IQA (em cinco categorias) pela vocação da UGRHI no ano de 2008.

Fonte: dados a partir de CETESB (2009c).

UNIDADE 8

Impactos ambientais e atividades agrícolas

8.1 Primeiras palavras

O objetivo desta unidade é discutir as alterações ambientais decorrentes das atividades agrícolas e agroindustriais sobre a atmosfera, a litosfera e a hidrosfera. Frequentemente tais alterações caracterizam-se como *poluições do ar*, da água e do solo. São discutidos os efeitos da irrigação, desmatamento, compactação do solo, fertilização, uso de agrotóxicos e queimadas sobre os ecossistemas. Ao final desta unidade o leitor deverá ser capaz de identificar os efeitos da agroindústria sobre o funcionamento dos ecossistemas.

8.2 Problematizando o tema

As discussões de ações mitigadoras e neutralizadoras das alterações decorrentes das atividades agroindustriais dependem da natureza do produto. Requerem ainda o conhecimento de todos os procedimentos adotados na cadeia produtiva e os volumes de produção. De acordo com esses dados, é possível quantificar as emissões (líquidas, gasosas, sólidas) geradas e equacionar as pressões ambientais provocadas. A resolução de um dado problema ambiental (*i.e.* poluição) demanda, portanto, o dimensionamento da cadeia produtiva e o conhecimento das interações entre as pressões antrópicas e a biota.

8.3 Problemas ambientais e agricultura

A agricultura refere-se ao conjunto de intervenções realizadas pelo homem para promover e desenvolver a produção de uma ou mais espécies vegetais em uma determinada área (IBGE, 2006). Atualmente, cerca de 40% das terras do planeta são ocupadas por áreas agrícolas e de pastagem (FOLEY et al., 2005). Esses sistemas são chamados de *agroecossistemas* e consistem em ambientes naturais que foram transformados em um espaço agrário e utilizados tanto para a produção agrícola quanto pecuária (IBGE, 2004). Difere dos ecossistemas naturais por apresentar homogeneidade espacial, baixa diversidade (e no extremo pode constituir as monoculturas, *e.g.* cana-de-açúcar), dependência antrópica em relação à dependência de adubos, água, controle das espécies daninhas e uniformidade genética das espécies (DAJOZ, 2006).

A modernização da agricultura no Brasil teve início a partir da década de 1950 (TEIXEIRA, 2010). Até então, o setor agrícola era considerado como de baixa tecnologia e de pouca preocupação ambiental. Atualmente o agronegócio envolve diversos setores: de insumos agrícolas, de produção rural, de processamento industrial, de distribuição do produto e consumo final (LIMA-FILHO, 2006), intensificando

as atividades antrópicas sobre os ecossistemas. Considerando os diversos impactos ambientais causados pela agroindústria, o entendimento da estrutura e funcionamento dos agroecossistemas é de extrema importância para o direcionamento de ações de manejo que visem a sustentabilidade.

A intervenção do homem nos agroecossistemas causa diversos problemas ambientais como: erosão, declínio da fertilidade do solo, alagamento e salinização de terras irrigadas, destruição dos lençóis freáticos, entre outros (CORSON, 1993). O uso adequado da terra é uma etapa importante em direção à preservação dos compartimentos solo e água e da biodiversidade.

8.4 Relação de problemas ambientais derivados das atividades agrícolas

8.4.1 Irrigação

A irrigação é uma das práticas mais antigas que se tem notícias, sendo essa técnica conhecida dos Assírios, Babilônios, Gregos e Egípcios. A irrigação é a incorporação, em processos racionais, de água ao solo para atender as necessidades das plantas ou é a aplicação artificial da água em intervalos definidos e em quantidades suficientes para o bom desenvolvimento das plantas (GALETI, 1973).

Ao considerar o uso da água em termos globais, tem-se que a maior parte é destinada a irrigação: 70% no mundo (UNESCO, 2009) e 63% no Brasil (ANA, 2002). Apenas 6,19% dos 38,3 milhões de hectares atualmente cultivados no país são irrigados, sendo que no mundo 17% do 1,5 bilhão de hectares utilizam a irrigação (GEO BRASIL, 2002). Cerca de um quinto das áreas cultivadas e que são irrigadas no mundo são responsáveis por 40% dos alimentos produzidos (MILLER, 2007).

No Brasil, a área irrigada é de ca. 3 milhões de hectares; em relação aos métodos de irrigação tem-se que: 58% é de superfície, 17% refere-se à aspersão superficial e autopropelida, 19% é aspersão mecanizada e 6% é microirrigação (ITABORAHY et al., 2004).

Melhorar a eficiência do sistema de irrigação é importante não só para melhorar a conservação da água, mas também para minimizar os problemas causados pelo uso excessivo de água para fins de irrigação (SPIRO & STIGLIANI, 2009). A construção de canais de irrigação, desvios de cursos de água e construções de represas para serem utilizados como fontes de água para a irrigação causam diversos problemas ambientais (RICKLEFS, 2003).

O aumento da retirada de água significa perdas substanciais e desequilíbrios no ciclo hidrológico. Quando a retirada de água, por exemplo, para irrigação, excede a quantidade de água repositada pela precipitação e pela recarga, ocorre

um desbalanço que causa escassez (TUNDISI, 2005). Um exemplo de retirada excessiva é o Mar de Aral, que teve sua área reduzida pela retirada de água dos tributários para a irrigação (MILLER, 2007). A redução da área foi de 66900 km² em 1960 para 31938 km² em 1994 e 25217 km² em 2000 (TUNDISI, 2005).

A água utilizada para irrigação é uma solução de diversos sais que vão se acumulando à medida que a água infiltra no solo. Esse processo denominado salinização está relacionado à ocorrência de solos situados em regiões de baixas precipitações pluviais e déficits hídricos elevados (semiáridos e áridos) e com deficiências naturais de drenagem (GEO BRASIL, 2002). Assim, a salinização é o resultado de uma evaporação forte e uma infiltração ineficiente de água no solo, como resultado ocorre o acúmulo de sais na superfície (PRIMAVESI, 1990).

A cada ano ca. 3 trilhões de m³ de água são utilizados na irrigação, porém 57% desse total é desperdiçado (CORSON, 1993). Um dos problemas causados com a irrigação é o desperdício de água: o excedente que não infiltra no solo e percola até o lençol freático irá formar as águas do escoamento superficial que arrastarão substâncias e partículas do solo até chegar a um corpo hídrico receptor (geralmente um rio ou lago). Essa água por sua vez terá sua qualidade alterada (e.g. pela incorporação de fertilizantes, agrotóxicos e sedimentos).

8.4.2 Desmatamento

Os problemas ambientais associados aos desmatamentos têm os seguintes impactos: (a) perda de uso sustentável, e.g. extração de produtos não madeireiros, (b) perda da biodiversidade, (c) alterações no ciclo hidrológico pela redução da evapotranspiração local e (d) alteração no ciclo do carbono pela liberação de gases do efeito estufa (FEARNSIDE, 2006). A redução de biomassa pela exploração madeireira resulta em liberação de gás pela decomposição dos resíduos florestais e queima dos resíduos descartados (FEARNSIDE, 2002). Outros efeitos são degradação do solo e perda na qualidade da água.

O desmatamento no Brasil teve início no século XVI, na costa brasileira, ligado ao cultivo da cana-de-açúcar e movimentação dos engenhos. Deslocou-se depois para o interior do país com o ciclo da mineração iniciado no final do século XVII, fornecendo madeira para as minas e abrindo espaço para a pecuária (GEO BRASIL, 2002). Um estudo intitulado *A dinâmica das florestas no mundo*, publicado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), identificou as perdas de florestas em diversas partes do mundo (Tabela 24).

O impacto direto do desmatamento se reflete na redução da cobertura florestal, i.e. na retirada da cobertura vegetal do solo, desprotegendo-o. O solo sem cobertura fica sujeito à ação dos raios solares e do vento, desagregando-se. A água pluvial arrasta o solo resultando em erosão (RIZZINI, 1997).

Tabela 24 Remanescentes das florestas primárias originais (x 1000 km²).

	Floresta original	Presente	Remanescente
África	6799	527	7,8
Ásia	15132	844	5,6
América do Norte	10877	3737	34,4
América Central	1799	172	9,6
América do Sul	11709	6412	54,8
Rússia	11759	3448	29,3
Europa	4690	14	0,3
Oceania	1431	319	22,3
Mundo	64176	15473	24,1
BRASIL	6304	4378	69,4

Fonte: adaptada de Miranda et al. (2010).

A erosão ocasiona o assoreamento dos rios e lagos. Ela provoca principalmente a perda progressiva da fertilidade do solo, em alguns casos até a total desertificação. Esta ocorre pela degradação da terra nas regiões áridas, semiáridas e subúmidas secas, resultante de variações climáticas e atividades humanas. A degradação da terra se refere à degradação do solo, dos recursos hídricos, da vegetação e da qualidade de vida das populações (IBGE, 2004). A desertificação causa impactos que podem ser medidos em termos de perda de área produtiva, solos, água e biodiversidade. Atinge atualmente 66 milhões de hectares no semiárido brasileiro. No Brasil, 62% das áreas suscetíveis à desertificação estão em zonas originalmente ocupadas por caatinga (MMA, 2010).

A supressão da vegetação envolve a destoca (retirada dos tocos de árvores para o plantio) o enleiramento dos remanescentes da vegetação e finalmente a queima de leiras. A poeira levantada pelo trânsito de maquinários especializados e a emissão de gases decorrentes da combustão (com a produção de CO e CO₂) afetam diretamente a qualidade do ar. A supressão da vegetação causa a redução do fornecimento de matéria orgânica (pela retirada da biomassa vegetal) e a redução da atividade microbológica, diminuindo, assim, a fertilidade do solo (ABDON, 2004).

O desmatamento de áreas próximas à mananciais, como rios e nascentes, degrada a qualidade da água pela incorporação de sedimentos resultantes da erosão, além de não reter fertilizantes, agrotóxicos e sedimentos. Experimentos realizados indicaram que áreas florestadas ao redor de um reservatório podem reduzir em até 13 vezes a entrada de substâncias inorgânicas dissolvidas (LIKENS & BORMANN, 1975).

8.4.3 Compactação

A compactação do solo refere-se à redução no espaço entre os poros e conseqüentemente ao aumento da densidade do solo (ART, 2001). A estrutura do solo tem um papel fundamental nas suas propriedades físicas, e.g. na retenção da água, na capacidade de infiltração, na porosidade do solo e na resistência da penetração das raízes. Em solos compactados ocorre alteração da sua estrutura física havendo o decréscimo da porosidade, da macroporosidade, da disponibilidade de água e nutrientes e na aeração do solo (*i.e.* difusão de gases). A aeração deficiente apresenta influência desfavorável ao crescimento vegetal: (a) há restrição do crescimento vegetal, sobretudo do raizame e (b) ocorre queda na absorção de nutrientes e de água (BRADY, 1979). A compactação do solo cultivado com cana-de-açúcar tem sido considerada um fator que afeta a produtividade e ocorre em função da mecanização (máquinas agrícolas e veículos de transporte com capacidade operacional) dessa cultura. Um estudo realizado sobre tráfego agrícola e compactação identificou um aumento da densidade e da resistência do solo à penetração, uma redução da porosidade total e da macroporosidade, porém não houve impacto na microporosidade (STRECK et al., 2004).

8.4.4 Queimadas

O fogo é um processo de se limpar uma gleba. Em pouco tempo o terreno é limpo, restando apenas carvão e cinzas. Existem dois tipos de queimadas: (a) a que destrói os restos de cultura, as sobras de capim, a palha e as cascas e (b) as queimadas de desbravamento que abrem novas glebas. Alguns impactos ambientais da queimada associados ao solo são: (a) destrói a vegetação e matéria orgânica do solo, (b) seleciona/elimina os organismos do solo, (c) deixa o solo suscetível à erosão pela remoção da vegetação e (d) empobrece o solo com nutrientes a médio prazo (GALETI, 1973; ODUM, 1988).

Um estudo sobre emissões de monóxido de carbono (CO), metano (CH₄), óxidos de nitrogênio (NO_x) e óxido nitroso (N₂O) causadas pela queimada de cana-de-açúcar no Brasil (OMETTO, MANGABEIRA & HOTT, 2005) categorizou os potenciais de impactos ambientais causados pelas queimadas: (a) aquecimento global, (b) formação de ozônio troposférico, (c) acidificação e (d) toxicidade humana. A formação de ozônio troposférico (por reações fotoquímicas) apresenta efeitos locais e regionais e tem como conseqüências o aumento de problemas respiratórios e a redução na produtividade agrícola. O ozônio, embora benéfico na estratosfera, apresenta efeitos tóxicos nas camadas mais baixas da atmosfera, tendo efeito fitotóxico pelo seu poder oxidativo (KRUPA & MANNING, 1988). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estimou perdas agrícolas

anuais da ordem de 500 milhões de dólares causadas pelo ozônio, sem incluir os danos às folhagens de árvores e outras plantas, que afetam a paisagem das cidades, áreas de recreação, parques urbanos e áreas de vegetação natural. No Brasil ainda não existem estudos que dimensionem perdas agrícolas. A queimada também lança na atmosfera gases que são precursores da chuva ácida (Unidade 6).

8.4.5 Fertilizantes

A manutenção de um agroecossistema visa a maximização da produção agrícola. Para tanto, esses sistemas são mantidos com fertilizantes, agrotóxicos, combustíveis fósseis e manipulação genética de organismos (ODUM & BARRET, 2007). Concentrações elevadas de nitratos e fosfatos encontradas nos corpos hídricos estão associadas ao uso de fertilizantes, o excesso desse insumo chega a um ambiente aquático pelo escoamento superficial, podendo atingir as águas subterrâneas (TUNDISI, 2005).

O escoamento superficial de origem agrícola apresenta características que dependem das práticas agrícolas: época do ano, reparo do terreno, plantio, aplicação de fertilizantes, defensivos agrícolas e colheita. A contribuição da erosão se intensifica com os períodos de maior precipitação.

As aduções de nutrientes geralmente ocorrem sem planejamento ou controle, e geram várias consequências nos recursos hídricos, tais como a eutrofização. Concomitante às entradas de nutrientes, é comum o carreamento de substâncias tóxicas (e.g. herbicidas) usualmente empregadas na agricultura.

A eutrofização é um fenômeno caracterizado pela fertilização excessiva da água, *i.e.* aumento da concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (TUNDISI, 2005). Conseqüentemente, esse incremento de nutrientes (*i.e.* fertilização) na água propicia o aparecimento de plantas aquáticas (e.g. florações de algas planctônicas e proliferação de macrófitas aquáticas, Quadro 3).

Quadro 3 Características das macrófitas aquáticas.

A vegetação aquática encontrada na região litorânea de ecossistemas aquáticos continentais é classificada em diversos grupos ecológicos: (a) emersas, (b) flutuantes, (c) enraizadas, (d) submersas livres e (e) enraizadas com folhas flutuantes; fato que determina a esses organismos grande amplitude ecológica (MITCHELL, 1974). As macrófitas aquáticas compreendem as formas macroscópicas de vegetação aquática, incluindo: macroalgas, musgos, espécies de pteridófitas adaptadas ao ambiente aquático e as verdadeiras angiospermas, originárias do ambiente terrestre (Programa Internacional de Biologia - IBP) com adaptações para a vida na água (SPENCER & BOWES, 1993; SCREMIN-DIAS et al., 1999). Podem ser consideradas plantas que vivem na água ou sobre a água, ou ainda plantas de margem que têm relação com água em abundância (POTT & POTT, 2000). Entre a importância ecológica desses vegetais podemos citar:

(a) Proporcionam locais para reprodução: local de nidificação de aves, desova de peixes (CASATTI, MENDES & FERREIRA, 2003) e jacarés (POTT & POTT, 2000); (b) Constituem alimentação de pequenos mamíferos, peixes e aves (NAS, 1976; POTT & POTT, 2000); (c) Protegem (locais de abrigo) a fauna aquática (DORN, CRONIN & LODGE, 2001); (d) Auxiliam na proteção e estabilização das margens (WETZEL, 1983); (e) Favorecem a oxigenação da água circundante (SCREMIN-DIAS et al., 1999); (f) Estocam nutrientes tanto para a cadeia de herbivoria (CRONIN, WISSING & LODGE, 1998) quanto para a cadeia de detritos (BIANCHINI Jr., PACOBAHYBA & CUNHA-SANTINO, 2002), há casos em que representam a principal fonte autóctone de matéria orgânica das regiões litorâneas (PIECZYNSKA, 1993); (g) Contribuem para a ocorrência e manutenção de regiões que normalmente são as mais produtivas do mundo (WETZEL, 1990; SFRISO & MARCOMINI, 1999); (h) Contêm espécies que contribuem para o aumento da heterogeneidade estrutural de habitats ocupados pelos animais aquáticos (AGOSTINHO, GOMES & JULIO, 2003); (i) Fornecem recursos para a comunidade perifítica (RODRIGUES, BICUDO & MOSCHINI-CARLOS, 2003); e (j) Efetuam filtração (biofiltros) de nutrientes dissolvidos (NAS, 1976; SIPAÚBA-TAVARES, FÁVERO & BRAGA, 2002) e retêm material particulado alóctone (MORAES et al., 2004).

A eutrofização pode ocorrer sob condições naturais (ou seculares) ou antrópicas (ou aceleradas), a diferença está basicamente no tempo que um corpo hídrico demora para atingir a maturidade, esse processo também é conhecido como envelhecimento de um lago. Na eutrofização cultural, efluentes domésticos, culturais e agrícolas são responsáveis pelo envelhecimento precoce do corpo hídrico (ESTEVES, 1998).

Particularmente em ambientes lênticos, outros efeitos decorrentes da presença excessiva de plantas aquáticas podem ser relacionados (PIETERSE, 1993; TUNDISI, 2005), entre os mais relevantes assinala-se: (a) o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), em consequência da morte e decomposição desses vegetais; (b) a redução das taxas de trocas gasosas entre o ambiente aquático e a atmosfera; (c) a interferência na produção primária fitoplanctônica e nos demais níveis tróficos; (d) a formação de ambiente favorável para o crescimento de insetos e moluscos com implicação médico-sanitária; (e) o incremento da evapotranspiração; (f) a interferência na operação dos sistemas geradores de energia das usinas hidrelétricas, pela necessidade de remoção periódica de biomassa vegetal acumulada nas grades de proteção das tomadas d'água; (g) a redução do potencial de usos múltiplos, devido às interferências em atividades tais como: navegação, pesca, natação, esportes náuticos e outras atividades de lazer; (h) a retenção de elementos minerais, tais como o nitrogênio e o fósforo; (i) florescimento de algas; e (j) produção de substâncias tóxicas por organismos do fitoplâncton (e.g. microcistina).

8.4.6 Agrotóxicos

Os agrotóxicos são conhecidos sob os termos *pesticidas* ou *praguicidas* (LEVIGARD, 2001). Inseticidas têm sido utilizados há milhares de anos pela humanidade para combater pragas ou mesmo no controle de doenças. Entre as substâncias utilizadas podemos citar: o enxofre, o gás cianeto de hidrogênio, fluoreto de sódio e sais de arsênio. Os agrotóxicos são substâncias que podem matar diretamente um organismo indesejável ou controlá-lo de alguma maneira (e.g. afetando o ciclo reprodutivo). Todos os agrotóxicos apresentam a propriedade comum de bloquear um processo metabólico vital dos organismos para os quais são tóxicos (BAIRD, 2002). A classificação de um pesticida obedece dois critérios: (a) tipo de organismos alvo (Tabela 25) e (b) classe química (RIBEIRO et al., 2008).

Os agrotóxicos podem ser orgânicos e inorgânicos. Os orgânicos, por sua vez, podem ser naturais ou sintéticos. Alguns exemplos de pesticidas orgânicos sintéticos são os organofosforados, os organoclorados e os carbamatos (Tabela 26).

Tabela 25 Pesticidas e seus alvos.

Tipo de agrotóxico	Organismos alvo
Acaricida	Ácaros
Algicida	Algas
Avicida	Pássaros
Bactericida	Bactérias
Fungicida	Fungos
Herbicida	Plantas
Inseticida	Insetos
Piscicida	Peixes
Raticida	Roedores

Fonte: adaptada de Baird (2002).

O uso intensivo de pesticidas começou na década de 1940 com o DDT, usado para controlar os mosquitos (ARTIOLA et al., 2006). Com o crescimento populacional e conseqüentemente o aumento da demanda por alimentos, incrementos nos insumos agrícolas, como pesticidas, têm sido observados. Como consequência, a adução de substâncias tóxicas ao ambiente (ar, solo e água) e nos alimentos tem se acentuado. As águas superficiais são contaminadas pela drenagem do solo e pela ação do vento, que carrega os pesticidas. Além disso, os lençóis freáticos podem ser contaminados com a percolação desses compostos (SANCHES et al., 2003).

Tabela 26 Principais classes de pesticidas e suas propriedades.

Classe	Propriedades
Organoclorados	Resistentes à degradação
Organofosforados	Apresentam mobilidade no solo
Carbamatos	Apresentam muita mobilidade no solo
Triazinas	Apresentam muita mobilidade no solo
Fumigantes	Tóxicos aos animais e voláteis

Fonte: adaptada de Brusseau et al. (2006).

A persistência de um pesticida é o tempo que o composto permanece em um compartimento específico (solo, ar ou água), os fatores que afetam a persistência são: (a) propriedades químicas; (b) condições climáticas; (c) condições do compartimento afetado (pH, tipo de solo, microrganismos); e (d) propriedades físicas do pesticida (GREENHALGH et al., 1980).

Em relação à toxicidade, a Agência Ambiental de Proteção (EPA) dos Estados Unidos classifica os pesticidas como: (a) classe I, abrange os compostos considerados altamente tóxicos para seres humanos; (b) classe II, os mediamente tóxicos; (c) classe III, os pouco tóxicos; e (d) classe IV, os compostos considerados praticamente não tóxicos para seres humanos. Em relação ao tempo de permanência desses compostos no solo tem-se: (a) baixa persistência: tempo de meia vida ($t_{1/2}$) menor que 30 dias; (b) persistência moderada: $t_{1/2}$ = 30 a 100 dias; e (c) elevada permanência: $t_{1/2}$ = mais de 100 dias (KAMRIN, 1997).

Entre os principais usos dos pesticidas, o uso agrícola é o mais difundido para o controle de pragas, ervas daninhas e doenças de plantas. Também são utilizados na criação de animais, para o controle de insetos e ácaros, na saúde pública, para o combate de vetores de doenças como malária, febre amarela e esquistossomose e no ambiente doméstico para o combate de insetos e ratos (EGLER, 2002).

Esses compostos são degradados pela ação da luz, da água ou de microrganismos (como fungos e bactérias) e conseqüentemente há formação de subprodutos e resíduos menos tóxicos. A contaminação da fauna pelo pesticida vai depender dos tipos de substâncias empregadas e de sua toxicidade, podendo causar tanto alterações fisiológicas em alguns organismos como mortalidade de populações, afetando toda a estrutura da comunidade.

8.5 O sistema agroindustrial da cana-de-açúcar: um estudo de caso

A EMBRAPA publicou um estudo sobre o *Impacto ambiental da cana-de-açúcar*, em que o cultivo da cana é subdividido em três sistemas: (a) cultivo (atividade agrícola), (b) o da sua transformação em açúcar e álcool (sistema/atividade industrial) e (c) o sistema de transportes (Figura 45; MIRANDA et al., 1997).

Como já discutido anteriormente, os impactos ambientais relacionados ao subsistema agrícola são, de modo geral, o desmatamento, a queimada, a poluição e contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas.

O sistema transporte inclui os vários usos do etanol, por exemplo, na combustão veicular (ver Unidade 6).

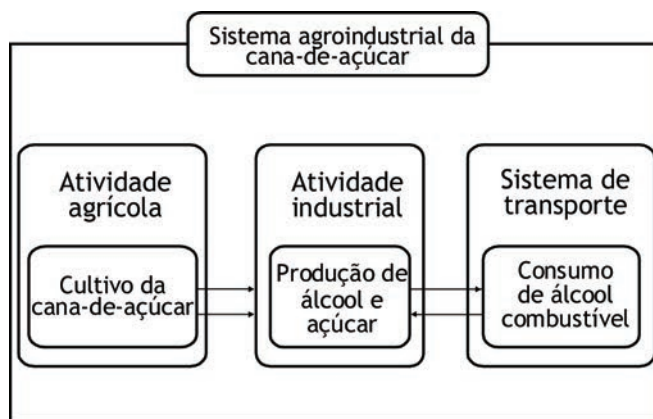


Figura 45 Subsistemas relacionados com a agroindústria da cana-de-açúcar.

Fonte: adaptada de Miranda et al. (1997).

Em relação à atividade industrial, Braile & Cavalcanti (1979) apontam que os principais resíduos líquidos da fabricação de açúcar e álcool são: (a) água de lavagem da cana-de-açúcar, (b) água condensada dos evaporadores, (c) água das colunas barométricas, (d) vinhaça, (e) água de lavagem dos pisos e equipamentos, (f) água de refrigeração e (g) água da descarga de caldeiras.

Especificamente, as destilarias de álcool ou aguardente produzem, como principal resíduo, a vinhaça, também denominada de restilo, vinhoto, caldas, vinhote, tiborna, coxixi ou garapão, dependendo da região (BRAILE & CAVALCANTI, 1979). Existem vários estudos relacionando a utilização da vinhaça em sistemas agrícolas e seus impactos ambientais associados. A Agência de Informação EMBRAPA publicou um artigo sobre *Adubação – resíduos alternativos*, nesse estudo foi abordada a utilização de dois resíduos agroindustriais (a vinhaça e a torta de filtro) empregados como fertilizantes na produção de cana-de-açúcar (ROSSETTO & SANTIAGO, 2010). A CETESB publicou uma norma técnica sobre *Vinhaça – critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola* especificando as condições para a aplicação da vinhaça no solo (CETESB, 2006).

As plantações de cana-de-açúcar são, usualmente, irrigadas com vinhaça, que contém elevadas concentrações de matéria orgânica, potássio e ferro (OLIVEIRA et al., 2009). A utilização intensiva da vinhaça nos solos cultivados com cana-de-açúcar surgiu devido à elevada produção desse resíduo nas safras (ca. 1000 litros de efluentes líquidos por tonelada de cana-de-açúcar moída (RODELLA & FERRARI, 1977 apud RAMALHO & SOBRINHO, 2001)). A vantagem dessa prática é favorecer a reposição de vários macro e micronutrientes específicos ao solo, que são essenciais para os processos de produção primária. Por outro lado, a fertirrigação com a vinhaça pode causar os seguintes prejuízos ambientais: (a) salinização do solo devido às elevadas concentrações de sais (e.g. potássio)

na vinhaça (ABREU Jr. et al., 2005) e (b) contaminação do lençol freático (LYRA, ROLIM & SILVA, 2003). Vale ressaltar, ainda, a geração de maus odores originados da produção de gases resultantes do metabolismo anaeróbio da decomposição da matéria orgânica presente na vinhaça, assim como a proliferação de insetos nas áreas fertirrigadas.

Em específico, tratando-se do setor sucroalcooleiro, o processo desde o cultivo da cana-de-açúcar até a produção de açúcar e álcool pelas usinas gera subprodutos sólidos (palha de cana-de-açúcar, bagaço de cana-de-açúcar, torta de filtro), líquidos (vinhaça, águas residuárias) e gasosos (gases, material particulado e vapor d'água). Resíduos como bagaço e palha de cana são utilizados na cogeração de energia em usinas; no caso da fibra da cana, foi avaliado que opções atualmente comerciais já propiciariam a geração de excedentes de energia elétrica para os casos de cogeração com alta pressão e uso de alguma palha em conjunto com o bagaço (SEABRA, 2008).

Os bagaços de cana-de-açúcar e torta de filtro foram utilizados como matéria-prima em mistura para o preparo de blocos prensados para a produção de mudas de *Saccharum* spp (MORGADO et al., 2000).

As queimadas, que ainda são usuais nas plantações de cana-de-açúcar, geram, além de grandes quantidades de poluentes atmosféricos, consequências para a saúde da população local. Uma revisão que trata dos problemas associados com a queima da cana-de-açúcar foi realizada por Roseiro & Takayanagui (2004).

De modo geral, o grande desafio dos empreendimentos agrícolas é partir para o desenvolvimento de pesquisas agrícolas para tratar o ambiente de maneira mais adequada, do ponto de vista técnico, e com mais ética. Deve-se avaliar os impactos ambientais e reorganizar a base tecnológica da produção rumo a uma agricultura mais sustentável (GUINDANI, SCHENINI & ZENARO, 2006).

O setor canavieiro tem avançado sobre a região ocupada pela bacia hidrográfica do rio Mogi Guaçu (estado de São Paulo) de forma rápida, sem preocupação com a gestão ambiental. Essa atividade apresenta o modelo de produção agrícola denominado *plantation*, que se caracteriza pelo latifúndio monocultor. Consequentemente, os impactos ambientais desse modelo são altos, incluindo a perda da diversidade dos ecossistemas terrestres e a simplificação da paisagem (ESPÍNDOLA, BRIGANTE & ELER, 2003).

Em geral, entre as ações que podem ser adotadas para minimizar os impactos advindos das atividades agrícolas e dos processos agroindustriais podemos citar: (a) manutenção de cobertura vegetal das terras cultivadas, evitando assim a exposição do solo e a consequente erosão; (b) preservação das margens de ambientes lóticos e lênticos com mata ciliar, assim como no entorno

das nascentes; (c) sistema de coleta e tratamento de esgotos; (d) controle das queimadas; (e) consórcio de culturas; (f) controle integrado de pragas; (g) uso controlado de fertilizantes e pesticidas; e (h) utilização otimizada de subprodutos dos processos agroindustriais.

REFERÊNCIAS

- ABDON, M. M. *Os impactos ambientais no meio físico – Erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária*. 302 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). NBR 10.703: *Degradação do solo – terminologia*. Rio de Janeiro, 1989. 45 p.
- ABREU Jr., C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. *Tópicos Especiais em Ciência do Solo*, Viçosa, v. 4, p. 391-470, 2005.
- ACIESP (Academia de Ciências do Estado de São Paulo). *Glossário de Ecologia*. 2. ed. São Paulo: CNPq/FINEP/ACIESP, 1997. 352 p.
- ACOT, P. *História da Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Campus, 1990. 212 p.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JULIO Jr., H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (EE.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 2003. p. 261-279.
- ALLAN, J. D. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. London: Chapman & Hall, 1995. 388 p.
- ALLOWAY, B.; AYRES, D. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. London: Blackie Academic & Professional, 1993. 291 p.
- AMARAL, A. C.; JABLONSKI, S. Conservação da biodiversidade marinha e costeira no Brasil. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 43-51, 2005.
- APHA; AWWA; WPCF (American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: APHA; AWWA; WPCF, 1998. 1193 p.
- ANA (Agência Nacional Das Águas). *The evolution of water resources management in Brazil*. Brasília: Agência Nacional das Águas, 2002. 45 p.
- APPS, M. J. Forests, the global carbon cycle and climate change. In: WORLD FORESTRY CONGRESS, 12., 2003, Québec. *Proceedings...* Québec: World Forestry Congress, 2003. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/ARTICLE/WFC/XII/MS14-E.HTM>>. Acesso em: 27 jan. 2010.
- ART, H. W. *Dicionário de Ecologia e Ciências Ambientais*. São Paulo: Editora Unesp/ Companhia Melhoramentos, 2001. 583 p.
- ARTIOLA, J. F. Monitoring surface waters. In: ARTIOLA, J. F.; PEPPER, I. L.; BRUSSEAU, M. L. *Environmental monitoring and characterization*. San Diego: Elsevier Academic Press, 2004. p. 141-161.
- ARTIOLA, J. F.; WALWORTH, J. L.; MUSIL, S. A.; CRIMMINS, M. A. Soil and land pollution. In: PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; BRUSSEAU, M. L. (EE.). *Environmental and pollution science*. San Diego: Elsevier, 2006. p. 243-258.
- ARTIOLA, J. F.; WARRICK, A. W. Sampling and data quality objectives in environmental monitoring. In: ARTIOLA, J. F.; PEPPER, I. L.; BRUSSEAU, M. L. *Environmental monitoring and characterization*. San Diego: Elsevier Academic Press, 2004. p. 11-27.

- ASSUNÇÃO, J. V. Poluição do ar. In: CASTELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (EE.). *Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias*. São Carlos: Editora da EESC-USP, 2000. p. 139-168.
- AZEVEDO, E. B. Poluição vs. Tratamento de água: duas faces da mesma moeda. *Química Nova na Escola*, São Paulo, n. 10, p. 21-25, 1999.
- BAIRD, C. *Química ambiental*. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.
- BAKONYI, S. M. C.; DANNI-OLIVEIRA I. M.; MARTINS, L. C.; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. *Revista de Saúde Pública*, São Paulo, v. 38, n. 5, p. 695-700, 2004.
- BANDEIRA, C. S.; MILLER, D. J. Riscos à Saúde de Substâncias Orgânicas. In: SILVA, C. R.; FIGUEIREDO, B. R.; CAPITANI, E. M.; CUNHA, F. G. (Orgs.) *Geologia Médica no Brasil*. Rio de Janeiro: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2006. p. 55-63.
- BERNARDES, R. S.; SOARES, S. R. A. *Fundamentos da respirometria no controle da poluição da água e do solo*. Brasília: Editora Universidade de Brasília/FINATEC, 2005. 164 p.
- BEST, E. P. H. Models on metabolism of aquatic weeds and their application potential. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (EE.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1993. p. 254-273.
- BIANCHINI Jr., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (EE.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 2003. p. 85-126.
- BIANCHINI Jr., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: SANTOS, M. A.; ROSA, L. P. *Global warming and hydroelectric reservoirs*. Rio de Janeiro: COPPE/URFJ/Eletróbrás, 2005. p. 55-66.
- BIANCHINI Jr., I.; PACOBAHYBA, L. D.; CUNHA-SANTINO, M. B. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 14, n. 3, p. 27-34, 2002.
- BONNER, J. Arie Jan Haagen-Smit (1900-1977). In: NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. *Biographical memoirs*. Washington: National Academy Press, 1990. p. 189-216. (Biographical memoirs, v. 58).
- BORGHETTI, N. R. B.; BORGHETTI, J. R. N.; ROSA FILHO, E. F. O. *Aqüífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul*. Curitiba: Imprensa Oficial, 2004. 214 p.
- BRADY, N. C. *Natureza e propriedades dos solos*. Rio de Janeiro: Livraria Freitas Bastos S.A., 1979. 647 p.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. *Introdução à Engenharia Ambiental*. São Paulo: Pearson-Prentice Hall, 2005. 318 p.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. São Paulo: CETESB, 1979. 764 p.
- BRANCO, S. M. A água e o homem. In: PORTO, R. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; PORTO, M. F. A. *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p. 3-26.
- _____. *Poluição*. Rio de Janeiro: Ao Livro Técnico S.A., 1972. 157 p.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo: Editora Edgard Blücher/CETESB, 1977. 185 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 03, de 28 de junho de 1990*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em: 02 fev. 2010.

BRICKUS, L. S. R.; AQUINO-NETO, F. R. A qualidade do ar de interiores e a química. *Química Nova*, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 65-74, 1999.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; POVINELLI, J.; NOGUEIRA, A. M. Caracterização física, química e biológica da água do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (EE.). *Limnologia Fluvial: Um Estudo no rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: RiMa, 2003. p. 55-76.

BRUSSEAU, M. L.; MCCOLL, C. M.; FAMISAN, G.; ARTIOLA, J. F. Chemical contaminants. In: PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; BRUSSEAU, M. L. (EE.). *Environmental and pollution science*. San Diego: Elsevier, 2006. p. 132-143.

CAMPBELL, N. A.; REECE, J. B. *Biologie*. Saint-Laurent: ERPI (Édition du Renouveau Pédagogique Inc.), 2007. 1334 p.

CAMPOS, M. L. A. M.; JARDIM, W. F. Aspectos relevantes da biogeoquímica da Hidrosfera. *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola: Química Ambiental*, São Paulo, v. 1, p. 18-27, 2003.

CANÇADO, J. E. D.; BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, M. A.; SALDIVA, P. H. N.; SANTOS, U. P. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, Brasília, v. 32, n. 1, p. S5-S11, 2006.

CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Macrófitas aquáticas como sítio de alimentação para pequenos peixes no reservatório de Rosana, rio Paranapanema, Sudeste do Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.

CAVALCANTE, D. G. S. M.; MARTINEZ, C. B. R.; SOFIA, S. H. Genotoxic effects of Roundup® on the fish *Prochilodus lineatus*. *Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, Amsterdam, v. 655, p. 41-46, 2008.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. 2. ed. Brasília: MMA/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. p. 24-40.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). *Normalização Técnica L5.156: Determinação da turbidez em águas – método nefelométrico: método de ensaio*. São Paulo: CETESB, 1978a.

_____. *Normalização Técnica L5.149: Determinação de resíduos em águas: método gravimétrico*. São Paulo: CETESB, 1978b.

_____. *Normalização Técnica L5.117: Determinação de cor em águas – método da comparação visual: método de ensaio*. São Paulo: CETESB, 1978c.

_____. *Norma Técnica P4.231: Vinhaça Critérios e Procedimentos para Aplicação no Solo Agrícola*. São Paulo: 2006. 12 p.

_____. *Qualidade do ar no Estado de São Paulo – Série Relatórios 2008*. São Paulo: CETESB, 2009a. 340 p.

_____. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2008. Série Relatórios*. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008. São Paulo: CETESB, 2009c. 528 p.

- _____. *Bioindicador vegetal para ozônio troposférico*, 2010. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/vegetacao/ozonio.asp>>. Acesso em: 27 jan. 2010a.
- _____. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. *Rede de monitoramento*. São Paulo: CETESB, 2009b. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/monitoramento.asp>>. Acesso em: 02 fev. 2010b.
- CETESB/GTZ (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit). *Manual de gerenciamento de áreas contaminadas*. 2. ed. São Paulo: CETESB, 2001. 389 p.
- COLACIOPPO, S. Efeitos sobre o homem das emanações de veículos automotores. *Revista de Saúde Pública*, São Paulo, v. 8, n. 2, p. 235-244, 1974.
- COMPREHENSIVE ASSESSMENT OF WATER MANAGEMENT IN AGRICULTURE. *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. London: Earthscan; Colombo: International Water Management Institute, 2007. 645 p.
- CONSTANTINO, R.; BRITEZ, R. M.; CARQUEIRA, R.; ESPINDOLA, E. L. G.; GRELLE, C. E. V.; LOPES, A. T. L.; NASCIMENTO, M. T.; ROCHA, O.; RODRIGUES, A. A. F.; SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C.; TIEPOLO, G. Causas naturais. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. 2. ed. Brasília: MMA/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. p. 44-63.
- CORDY, G. E. *A primer on water quality* (FS-027-01). Washington: U.S. Department of the Interior/U.S. Geological Survey, 2001.
- CORSON, W. H. *Manual global de ecologia*. São Paulo: Editora Augustus, 1993. 413 p.
- CRONIN, G.; WISSING, K. D.; LODGE, D. M. Comparative feeding selectivity of herbivorous insects on water lilies: aquatic vs. semi-terrestrial insects and submersed vs. floating leaves. *Freshwater Biology*, Oxford, v. 39, n. 2, p. 243-257, 1998.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI Jr., I. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p. 154-164, 2006.
- DAJOZ, R. *Ecologia geral*. Petrópolis: Vozes, 1978. 472 p.
- _____. A poluição II. O panorama das poluições. In: CHARBONNEAU, J. P.; CORAJOURD, C.; DAGET, J.; DAJOZ, R.; DUSSART, M.; FRIEDEL, H.; KEILLING, J.; LAPOIX, F.; MOLINIER, R.; OIZON, R.; PELLAS, P.; RAMADE, F.; RODES, M.; SIMONNET, D. & VADROT, C. M. (EE.). *Enciclopédia de Ecologia*. São Paulo: EPU/EDUSP, 1979. p. 158-250.
- _____. *Princípios de Ecologia*. 1. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2006. 519 p.
- DASH, M. C. *Fundamentals of Ecology*. Nova Déli: Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited, 1993. 373 p.
- DAVIDSON, B.; BRADSHAW, R. Thermal Pollution of Water Systems. *Environmental Science and Technology*, Washington, v. 1, n. 8, p. 618-630, 1967.
- DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. *Introduction to environmental engineering*. New York: McGraw-Hill, 1991. 822 p.
- DENNY, M. K. *Air and Water: The Biology and Physics of Life's Media*. Chichester: Princeton University Press, 1993. 341 p.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, Amsterdam, v. 44, p. 842-852, 2002.

DIAS, G. F. *Educação ambiental – princípios e práticas*. 5. ed. São Paulo: Editora Gaia, 1998. 400 p.

DICKINSON, G.; MURPHY, K. *Ecosystem*. Routledge: New York, 1998. 190 p.

DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgotos). *Influência do lançamento do efluente de lagoas de estabilização na qualidade das águas do Arroio do Salto*. Porto Alegre: Revista Ecos Pesquisa, 2000. 26 p.

DORN, J. N.; CRONIN, G.; LODGE, D. M. Feeding preference and performance of an aquatic lepidopteran on macrophytes: plants hosts as food and habitat. *Oecologia*, Berlin, v. 128, p. 406-415, 2001.

EGLER, M. *Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas*. 147 p. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2002.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. *População, recursos e ambiente*. Problemas de Ecologia humana. São Paulo: EDUSP/Polígono, 1974. 509 p.

ELTON, C. S. *Animal ecology*. London: Sidgwick and Jackson Publication, 1927. 207 p.

ENVIRONMENTAL CANADA (2008). Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=En&n=0B9AC641-1>>. Acesso em: 10 fev. 2010.

EPA (Environmental Protection Agency). *Ecological Risk Assessment – Glossary of Terms*, 2008. Disponível em: <<http://www.epa.gov/R5Super/ecology/html/glossary.html>>. Acesso em: 27 jan. 2010.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; BRIGANTE, J.; ELER, M. N. Avaliação ambiental preliminar do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia fluvial – um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: RiMa, 2003. p. 23-53.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998. 602 p.

FAO (Food and Agriculture Organization). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura*. Roma: FAO, 2002. 150 p.

FEARNSIDE, P. M. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 16, n. 44, p. 99-123, 2002.

_____. Desmatamento na Amazônia: Dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. Fortaleza: CPRM/UFP/LABHID, 2000. 389 p.

FERREIRA, A. B. H. *Mini Aurélio: Século XXI Escolar*. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira S.A., 2000. 790 p.

FERRI, M. G. *Ecologia: Temas e Problemas Brasileiros*. Belo Horizonte: Itatiaia/EDUSP, 1974. 188 p. (Reconquista do Brasil n. 3).

FIGUEIRA, R. C. L.; CUNHA, I. I. L. A contaminação dos oceanos por radionuclídeos antropogênicos. *Química Nova*, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 73-77, 1998.

FINLAYSON-PITTS, B.; PITTS, Jr. N. Tropospheric air pollution: ozone, airborne toxics, polycyclic aromatic hydrocarbons, and particles. *Science*, Washington, v. 276, n. 5315, p. 1045-1051, 1997.

FISZON, J. T.; MARCHIORO, N. P. X.; BRITEZ, R. M.; CABRAL, D. C.; CAMELY, N. C.; CANAVESI, V.; CASTELLA, P. R.; CASTRO, E. B. V.; CULLEN Jr., L.; CUNHA, M. B. S.; FIGUEIREDO, E. O.; FRANKE, I. L.; GOMES, H.; GOMES, L. J.; HREISEMMOU, V. H. V.; LANDAU, E. C.; LIMA, S. M. F.; LOPES, A. T. L.; MARIANO NETO, E.; MELLO, A. L.; OLIVEIRA, L. C.; ONO, K. Y.; PEREIRA, N. W. V.; RODRIGUES, A. A. F.; RUIZ, C. R.; SANTOS, L. F. G. L.; SMITH, W. S.; SOUZA, C. R. Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. 2. ed. Brasília: MMA/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. p. 66-99.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. *Science*, Washington, v. 309, p. 570-574, 2005.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. *Protección de la Calidad del Agua Subterránea: Guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales*. Washington: Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento/Banco Mundial, 2002. 115 p.

GALETI, P. A. *Conservação do solo reflorestamento-clima*. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1973. 279 p.

GAUDY Jr., A. F.; GAUDY, E. T. *Microbiology for environmental scientists and engineers*. New York: McGraw-Hill, 1980. 736 p.

GEO BRASIL 2002. *Perspectivas do meio ambiente no Brasil*. In: SANTOS, T. C. C.; CÂMARA, J. B. D. (Orgs.). Brasília: Edições IBAMA, 2002. 440 p.

GOEL, P. K. *Water pollution – Causes, effects and control*. 2. ed. Nova Deli: New Age International Publishers, 2006. 432 p.

GOLTERMAN, H. L. *Physiological limnology: An approach to the physiology of lake ecosystems*. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1975. 489 p.

GLENN, E. P.; MATTHIAS, A. D. Global change. In: PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; BRUSSEAU, M. L. (EE.) *Environmental and pollution science*. San Diego: Academic Press, 2006. 532 p.

GRASSI, M. T. As Águas do Planeta Terra. *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola – Química Ambiental*, São Paulo, v. 1, p. 31-40, 2001.

GREENHALGH, R. L.; BARON, J.; DESMORAS, R.; ENGST, H. O. Definition of persistence in pesticide chemistry. *Pure and Applied Chemistry*, Research Triangle Park, v. 52, n. 11, p. 2563-2566, 1980.

GUERRA, A. T.; GUERRA, A. J. T. *Novo dicionário geológico-geomorfológico*. 5. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006. 648 p.

GUINDANI, R. A.; SCHENINI, P. C.; ZENARO, M. Subsídios para a implantação do sistema de gestão ambiental para as empresas de fruticultura de clima temperado: um estudo de caso. In: SCHENINI, P. C.; PEREIRA, M. F.; GUINDANI, R. A. *Gestão ambiental no agronegócio*. Florianópolis: Editora Papa-Livro, 2006. p. 23-39.

HÄDER, D. P.; SINHA, R. P. Solar ultraviolet radiation - induced DNA damage in aquatic organisms: potential environmental impact. *Mutation research*, v. 571, n. 1-2, p. 221-233, 2005.

HAUER, F. R.; HILL, W. R. Temperature, light and oxygen. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press, 1996. p. 93-106.

HIRATA, R. C. A. Os recursos hídricos subterrâneos e as novas exigências ambientais. *Revista Instituto Geológico*, São Paulo, v. 14, n. 1, p. 39-62, 1993.

HOLDGATE, M. W. *A Perspective of Environmental Pollution*. Cambridge: Cambridge University Press, 1979. 278 p.

HOLDRIDGE, L. R. *Life Zone Ecology*. San Jose: Tropical Science Center, 1967.

HUTCHINSON, G. E. *A treatise on Limnology: Geography, physics and chemistry*. New York: John Wiley, 1957. 1015 p.

IBAM (Instituto Brasileiro de Administração Municipal). *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 193 p.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). *Diretrizes de Pesquisa Aplicada ao Planejamento e Gestão Ambiental*. Brasília: IBAMA/MMA, 1994. 101 p.

_____. *Gerenciamento de bacia hidrográfica: Aspectos Conceituais e Metodológicos*. Brasília: IBAMA/MMA, 1995. 170 p.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *Vocabulário básico de recursos naturais e meio ambiente*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.

_____. *Manual Técnico de Uso da Terra*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

_____. *Manual Técnico de Pedologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

IKEMOTO, T.; TU, N. P. C.; WATANABE, M. X.; OKUDA, N.; OMORI, K.; TANABE, S.; TUYEN, B. C.; TAKEUCHI, I. Analysis of biomagnification of persistent organic pollutants in the aquatic food web of the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotopes. *Chemosphere*, Amsterdam, v. 72, p. 104-114, 2008.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 1994. Radiative Forcing of Climate Change and an evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios*. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 339 p.

_____. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Valencia: IPCC, 2007. 73 p.

_____. *Working groups and task force*, 2009. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/working_groups/working_groups.htm>. Acesso em: 28 jan. 2010.

IRITANI, M. A.; EZAKI, S. *As Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA, 2008. 104 p.

ISLAM, M. S.; TANAKA, M. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, Amsterdam, v. 48, p. 624-649, 2004.

ITABORAHY, C. R.; COUTO, L.; SANTOS, D. G.; PRETO, L. A.; REZENDE, L. S. *Agricultura irrigada e uso racional da água*. Brasília: Agência Nacional das Águas/Superintendência de Conservação de Água e Solo, 2004. 30 p.

JENNY, H.; GESSEL, S. P.; BINGHAM, F. T. Comparative study of decomposition of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science*, Baltimore, v. 68, p. 419-432, 1949.

JØRGENSEN, S. E. *Fundamentals of Ecological Modelling*. Developments in Environmental Modelling 9. Amsterdam: Elsevier, 1986. 389 p.

- KAMRIN, M. A. *Pesticides Profile: Toxicity, Environmental Impact, and Fate*. Boca Raton: CRC Press, 1997. 704 p.
- KARMANN, I. Água: ciclo e ação geológica. In: TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T. R.; TOLEDO, M. C. M.; TAIOLI, F. *Decifrando a Terra*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2009. p. 186-209.
- KENNISH, M. J. *Practical Handbook of Marine Science*. 3. ed. Boca Raton: CRC Marine Science Series, 2001. 876 p.
- KESTER, D. R.; DUEDALL, I. W.; CONNORS, D. N.; PYTKOWICZ, R. M. Preparation of Artificial Seawater. *Limnology and Oceanography*, Waco, v. 12, p. 176-179, 1967.
- KING, G. M. Ecophysiology of microbial respiration. *Respiration in Aquatic Ecosystems*. In: GIORGIO P. A.; WILLIAMS, P. J. B. (Ed.). Oxford: Oxford University Press, 2005. p. 18-35.
- KIRK, J. T. O. *Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. 509 p.
- KREBS, C. J. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 6. ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2009. 655 p.
- KRUPA, S. V.; MANNING, W. J. Atmospheric ozone: formation and effects on vegetation. *Environmental Pollution*, Amsterdam, v. 50, n. 1-2, p. 101-137, 1988.
- KUZNETSOV, S. I. *The Microflora of Lakes and Its Geochemical Activity*. In: OPPENHEIMER, C. H. (Ed.). Austin: University of Texas Press, 1970. 503 p.
- LAFUENTE, J. G. C. *Química del água*. Rosário: Editorial Blume, 1969. 355 p.
- LAN, T. T. N.; NISHIMURA, R.; TSUJINO, Y.; SATOH, Y.; THOA, N. T. P.; YOKOI, M.; MAEDA, Y. The effects of air pollution and climatic factors on atmospheric corrosion of marble under field exposure. *Corrosion Science*, Amsterdam, v. 47, p. 1023-1038, 2005.
- LANGMUIR, D. *Aqueous environmental geochemistry*. New Jersey: Prentice-Hall, 1997. 600 p.
- LARCHER, W. *Ecofisiologia Vegetal*. São Carlos: RiMa, 2000. 531 p.
- LEHNINGER, A. L. *Princípios de Bioquímica*. São Paulo: Sarvier, 1993. 725 p.
- LE PRESTE, P. *Ecopolítica Internacional*. São Paulo: Editora SENAC, 2000. 518 p.
- LESTER, J. N. Sewage and sewage sludge treatment. In: HARRISON, R. M. *Pollution: Causes, Effects and Control*. 3. ed. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 1996. p. 93-122.
- LEVIGARD, Y. E. *A interpretação dos profissionais de saúde acerca das queixas do nervoso no meio rural: uma aproximação ao problema das intoxicações por agrotóxicos*. 2001. 90 p. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2001.
- LIBES, S. M. *An introduction to marine biogeochemistry*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1992. 734 p.
- LIKENS, G. E.; BORMANN, F. G. An Experimental Approach to New England Landscapes. In: HASLER, A. D. (Ed.). *Coupling of land and water systems*. New York: Springer-Verlag, 1975. p. 7-30.
- _____. *Biogeochemistry of a forested Ecosystem*. New York: Springer, 1995. 159 p.
- LIMA-FILHO, D. O. Ambiente natural e desenvolvimento: as cadeias agroindustriais estão fazendo o dever de casa. In: SCHENINI, P. C.; PEREIRA, M. F.; GUINDANI, R. A. *Gestão ambiental no agronegócio*. Florianópolis: Editora Papa-Livro, 2006. p. 13-17.
- LIVINGSTON, H. D.; POVINEC, P. P. Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management*, Amsterdam, v. 43, p. 689-712, 2000.

LYRA, M. R. C. C.; ROLIM, M. M.; SILVA, J. A. A. Toposeqüência de solos fertigados com vinhaça: contribuição para a qualidade das águas do lençol freático. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 7, n. 3, p. 525-532, 2003.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2008. 511 p.

MACHADO, C. J. S.; FERREIRA, J. A.; RITTER, E. A poluição das águas doces: integrando a gestão dos resíduos sólidos na gestão dos recursos hídricos. In: MACHADO, C. J. S. (Org.). *Gestão de Águas Doces*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2004. 372 p.

MAIER, R. M. Biological processes affecting contaminant transport and fate. In: ARTIOLA, J. F.; PEPPER, I. L.; BRUSSEAU, M. L. *Environmental Monitoring and Characterization*. San Diego: Elsevier Academic Press, 2004. p. 105-120.

MANDELSTAM, J.; McQUILLEN, K.; DAWES, I. *Biochemistry of bacterial growth*. Oxford: Blackwell, 1982. 449 p.

MARGALEF, R. *Ecología*. Barcelona: Omega, 1977. 951 p.

_____. *Limnología*. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MATTHIAS, A. D.; MUSIL, S. A.; BOHN, H. L. Physical-chemical characteristics of the atmosphere. In: PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; BRUSSEAU, M. L. (EE.). *Environmental and pollution science*. San Diego: Academic Press, 2006. p. 46-57.

MEDINA, H. P. Constituição física. In: MONIZ, A. C. *Elementos de pedologia*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Editora Polígono, 1972. p. 11-20.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. *Climatologia: noções básicas e climas do Brasil*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 206 p.

MENZ, F. C.; SEIP, H. M. Acid rain in Europe and the United States: an update. *Environmental Science & Policy*, Amsterdam, v. 7, p. 253-265, 2004.

MEYBECK, M. Global distribution of lakes. In: LERMAN, A.; IMBODEN, D. M.; GAT, J. R. (Eds.). *Physics and Chemistry of Lakes*. Berlin: Springer-Verlag, 1995. p. 1-35.

MEYBECK, M.; CHAPMAN, D.; HELMER, R. *Global Freshwater Quality: A First Assessment*. Oxford: Blackwell, 1989. 306 p.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. (Ed.). *Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2. ed. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. 651 p.

MILLER, G. T. *Ciência Ambiental*. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 501 p.

MINDERMAN, G. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. *Journal of Ecology*, London, v. 56, p. 355-362, 1968.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Espécies exóticas invasoras: situação brasileira*. Brasília: MMA/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006. 24 p.

_____. *Águas subterrâneas*. Um recurso a ser conhecido e protegido. Brasília: MMA/Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano: 2007. 38 p.

_____. Desertificação. *Caatinga*, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=203&idConteudo=9033&idMenu=9799>>. Acesso em: 01 fev. 2010.

- MIRANDA, E. E.; MIRANDA, J. R.; BATISTELLA, M.; MATTOS, C.; MANGABEIRA, J. A. C. *Considerações sobre o impacto ambiental de queimadas da palha de cana-de-açúcar*. Campinas: EMBRAPA-NMA, 1997. 21 p. (Circular Técnica, 2).
- _____. *As dinâmicas das florestas no mundo: De 8.000 BP até os dias de hoje*. Campinas: EMBRAPA Monitoramento por satélite, 2007. Disponível em: <<http://www.desmatamento.cnpm.embrapa.br/index.htm>>. Acesso em: 28 jan. 2010.
- MITCHELL, D. S. Water weeds. In: MITCHELL, D. S. (Ed.). *Aquatic vegetation and its use and control*. Paris: UNESCO, 1974. p. 13-22.
- MORAES, A. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; FARIA, O. B.; LOPES-FERREIRA, C.; BITAR, A. L. Biomassa, estoque de nutrientes e metais em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande, Americana, SP. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A.; DORNFELD, C. B. (EE.). *Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): Caracterização, impactos e propostas de manejo*. São Carlos: RiMa, 2004. p. 253-264.
- MORAES, R. M.; DELITTI, W. B. C.; MORAES, J. A. P. V. Respostas de indivíduos jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. à poluição aérea de Cubatão, SP: fotossíntese líquida, crescimento e química foliar. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 443-449, 2000.
- MORGADO, I. F.; CARNEIRO, J. G. A.; LELES, P. S. S., BARROSO, D. G. Resíduos agroindustriais prensados como substrato para a produção de mudas de cana-de-açúcar. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 57, n. 4, p. 709-712, 2000.
- MOZETO, A. A. Química atmosférica: a química sobre nossas cabeças. *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola: Química Ambiental*, São Paulo, v. 1, p. 41-49, 2001.
- MUYZER, G.; STAMS, A. J. M. The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature Reviews Microbiology*, London, v. 6, p. 441-454, 2008.
- NAS (National Academy of Science). *Making Aquatic Weeds Useful: Some Perspectives for Developing Countries*. Washington: NAS, 1976. 174 p.
- NULTSCH, W. *Botânica geral*. Porto Alegre: Artmed Editora, 2000. 489 p.
- ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1988. 434 p.
- _____. *Ecology and Our Endangered Life-Support Systems*. Sunderland: Sinauer Associates, 1993. 300 p.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. *Fundamentos de Ecologia*. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 612 p.
- OLIVEIRA, E. L.; ANDRADE, L. A. B.; FARIA, M. A.; EVANGELISTA, A. W. P.; MORAIS, A. R. Uso de vinhaça de alambique e nitrogênio em cana-de-açúcar irrigada e não irrigada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 44, n.11, p.1398-1403, 2009.
- OLIVEIRA, S. M. B.; CORDANI, U. G.; FAIRCHILD, T. R. Atmosfera, clima e mudanças climáticas. In: TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T. R.; TOLEDO, M. C. M.; TAIOLI, F. *Decifrando a Terra*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2009. p. 108-127.
- OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, Ithaca, v. 44, p. 322-331, 1963.

OMETTO, A. R.; MANGABEIRA, J. A. C.; HOTT, A. C. Mapeamento de potenciais de impactos ambientais da queima de cana-de-açúcar no Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., Goiânia, 2005. *Anais...* Goiânia: INPE, 2005. p. 2297-2299.

PARANHOS, R. Alguns métodos para análise da água. *Cadernos didáticos UFRJ*. Rio de Janeiro, n. 19, 1996. 200 p.

PATTEN, B. C.; ODUM, E. P. The cybernetic nature of ecosystems. *The American Naturalist*, Chicago, v. 118, p. 866-895, 1981.

PEDRON, S. A.; DALMOLIN, R. S. D., AZEVEDO, A. C.; KAMINSKI, J. Solos urbanos. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 34, n. 5, p. 1647-1653, 2004.

PEIRCE, J. J.; WEINER, R. F.; VESILIND P. A. *Environmental Pollution and Control*. 4. ed. Woburn: Butterworth-Heinemann, 1998. 392 p.

PEPPER, I. L.; BRUSSEAU, M. L. Physical-chemical characteristics of soil and the sub-surface. In: PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; BRUSSEAU, M. L. (EE.). *Environmental and Pollution Science*. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2006. p. 13-23.

PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; BRUSSEAU, M. L. The extent of global pollution. In: _____. *Environmental and Pollution Science*. 2. ed. San Diego: Elsevier, 2006. p. 3-12.

PERCEBON, C. M.; BITTENCOURT, A. V. L.; ROSA FILHO, E. F. Diagnóstico da temperatura das águas dos principais rios de Blumenau, SC. *Boletim Paranaense de Geociências*, Curitiba, v. 56, p. 7-19, 2005.

PHILLIPSON, J. *Ecologia energética*. São Paulo: Companhia Editora Nacional/EDUSP, 1969. 93 p. (Estudos de Biologia, v. 1).

PIANKA, E. R. *Evolutionary Ecology*. 5. ed. New York: Harper Collins College Publishers, 1994. 486 p.

PIDWIRNY, M. Introduction to the Biosphere. In: _____. *Fundamentals of Physical Geography*. 2. ed. 2006. Disponível em: <<http://www.physicalgeography.net/fundamentals/9r.html>>. Acesso em: 05 maio 2010.

PIDWIRNY, M.; BUDIKOVA, D.; VRANES, K. Atmospheric composition. In: CUTLER, J.; CLEVELAND, C. J. *Encyclopedia of Earth*. (Ed) Washington: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment, 2007. Disponível em: <http://www.eoearth.org/article/Atmospheric_composition>. Acesso em: 11 fev. 2010.

PIECZYNSKA, E. Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 251, p. 49-58, 1993.

PIETERSE, A. H. Concepts, ecology and characteristics of aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (EE.). *Aquatic weeds: The ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1993. p. 3-16.

PINTO-COELHO, R. M. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre: Artmed Editora, 2000. 252 p.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q.; PORTO, M. F. A. *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p. 27-66.

- POTT, V. J.; POTT, A. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília: EMBRAPA, 2000. 404 p.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina: Editora Planta, 2006. 327 p.
- PRIMAVESI, A. *Manejo ecológico do solo*. 9. ed. São Paulo: Nobel, 1990. 549 p.
- PUTMAN, R. J.; WRATTEN, S. D. *Principles of Ecology*. London: Chapman and Hall, 1984. 388 p.
- RAMADE, F. A agressão humana tradicional. In: CHARBONNEAU, J. P.; CORAJOURD, C.; DAGET, J.; DAJOZ, R.; DUSSART, M.; FRIEDEL, H.; KEILLING, J.; LAPOIX, F.; MOLINIER, R.; OIZON, R.; PELLAS, P.; RAMADE, F.; RODES, M.; SIMONNET, D. & VADROT, C. M. *Enciclopédia de Ecologia*. São Paulo: EPU/EDUSP, 1979a. p. 110-131.
- _____. A poluição I. A difusão dos poluentes. In: CHARBONNEAU, J. P.; CORAJOURD, C.; DAGET, J.; DAJOZ, R.; DUSSART, M.; FRIEDEL, H.; KEILLING, J.; LAPOIX, F.; MOLINIER, R.; OIZON, R.; PELLAS, P.; RAMADE, F.; RODES, M.; SIMONNET, D. & VADROT, C. M. *Enciclopédia de Ecologia*. São Paulo: EPU/EDUSP, 1979b. p. 140-157.
- RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. A. Metais pesados em solos cultivados com cana-de-açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais. *Floresta e Ambiente*, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 120-129, 2001.
- REBOUÇAS, A. C. Águas subterrâneas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. *Águas doces no Brasil*. 2. ed. São Paulo: Editora Escrituras. 2002. p. 119-151.
- REHANA, Z.; MALIK, A.; AHMAD, M. Genotoxicity of the Ganges water at Narora (U.P.), India. *Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, Amsterdam, v. 367, p. 187-193, 1996.
- REIJNDERS, P. J. H.; AGUILAR, A. Pollution and marine mammals. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (EE.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. San Diego: Academic Press, 2002. 1414 p.
- REMMERT, H. *Ecologia*. São Paulo: EPU/Springer/EDUSP, 1982. 335 p.
- REVANKAR, R. P.; SHYAMA, S. K. Genotoxic effects of monocrotophos, an organophosphorous pesticide, on an estuarine bivalve, *Meretrix ovum*. *Food and Chemical Toxicology*, Amsterdam, v. 47, p. 1618-1623, 2009.
- RIBEIRO, M. L.; LOURENCETTI, C.; POLECE, L.; NAVICKIENE, S.; OLIVEIRA, L. C. Pesticidas: usos e riscos para o meio ambiente. *Holos Environment*, Rio Claro, v. 8, n. 1, p. 53-71, 2008.
- RICKLEFS, R. E. *A economia da natureza*. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.
- RIZZINI, C. T. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda., 1997. 747 p.
- RODRIGUES, L.; BICUDO, D. C.; MOSCHINI-CARLOS, V. O papel do perifíton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (EE.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 2003. p. 211-230.
- ROHDE, G. M. Estudos de impacto ambiental: a situação brasileira em 2000. In: VERDUM, R.; MEDERIOS, R. M. V. (EE.). *RIMA – Relatório de Impacto Ambiental: legislação, elaboração e resultados*. Porto Alegre: Editora UFRGS, 2006. p. 43-63.

ROSEIRO, M. N. V.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Meio Ambiente e poluição atmosférica: o caso da cana-de-açúcar. *Saúde*, Santa Maria, v. 30, n. 1-2, p. 76-83, 2004.

ROSSETTO, R.; SANTIAGO, A. D. *Agência de Informação EMBRAPA Cana-de-açúcar*. Adu-
bação – resíduos alternativos. Disponível em: <[http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/
cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_39_711200516717.html](http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_39_711200516717.html)>. Acesso em: 29 jan. 2010.

ROWLAND, F. S. Chlorofluorocarbons and depletion of stratospheric ozone. In: GOUDIE, A. (Ed.). *The Human Impact Reader: Readings and Case Studies*. Oxford: WileyBlackwell, 1997. 496 p.

SALATI, E.; SANTOS, A. A.; KLABIN, I. Temas ambientais relevantes. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 20, n. 56, p. 107-127, 2006.

SAMPAIO, C. A. P.; NÄÄS, I. A.; SALGADO, D. D. Amônia, gás sulfídrico, metano e monóxido de carbono na produção de suínos. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, Lages, v. 5, n. 2, p. 156-164, 2006.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, n. 53-58, 2003.

SCHÄFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade UFRGS, 1985. 532 p.

SCHLEGEL, H. G. *Microbiologia General*. Barcelona: Omega, 1975. 448 p.

SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; HORA, R. C.; SOUZA, P. R. *Nos jardins submersos da Bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região*. Campo Grande: Editora UFMS, 1999. 160 p.

SEABRA, J. E. A. *Análise de opções tecnológicas para uso integral da biomassa no setor de cana-de-açúcar e suas implicações*. 274 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. *Atmospheric chemistry and physics: from Air Pollution to Climate Change*. New Jersey: John Wiley & Sons, 2006. 1203 p.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. M.; PEREIRA, I. C. *Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos*. 3. ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica/ Agência Nacional das Águas, 2001. 328 p.

SFRISO, A.; MARCOMINI, A. Macrophyte production in a shallow coastal lagoon. Part II. Coupling with sediment, SPM and tissue carbon, nitrogen and phosphorus concentrations. *Marine Environmental Research*, Amsterdam, v. 47, p. 285-309, 1999.

SHELFORD, V. E. *Animal communities in temperate America*. Chicago: University of Chicago Press, 1913. 388 p.

SINGH, A.; AGRAWAL, M. Response of two cultivars of *Triticum aestivum* L. to simulated acid rain. *Environmental Pollution*, Amsterdam, v. 91, n. 2, p. 161-167, 1996.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plants. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 62, n. 4a, p. 713-723, 2002.

SISMAN, T.; GEYIKOGLU, F. The teratogenic effects of polychlorinated naphthalenes (PCNs) on early development of the zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, Amsterdam, v. 25, p. 83-88, 2008.

- SMITH, T. M.; SMITH, R. L. *Elements of Ecology*. San Francisco: Benjamin Cummings/Pearson, 2009. 649 p.
- SMITH, V. H.; TILMAN G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, Amsterdam, v. 100, p. 179-196, 1999.
- SPENCER, W.; BOWES, G. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (EE.). *Aquatic weeds: The ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1993. p. 39-73.
- SPIRO, T. G.; STIGLIANI, W. M. *Química ambiental*. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009. 334 p.
- STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (EE.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Sciences/Backhuys Publishers, 1999. p. 385-410.
- STRECK, C. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 34, n. 3, p. 755-760, 2004.
- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. *Decomposition in terrestrial ecosystems – Studies in Ecology*. Oxford: Blackwell, 1979. 384 p.
- SWOROBUCK, J. F.; LAW, C. B.; BISSONNETTE, G. K. Assessment of the bacteriological quality of rural groundwater supplies in Northern West Virginia. *Water & Air Soil Pollution*, Dordrecht, v. 36, p. 163-170, 1987.
- TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, v. 16, n. 3, p. 284-307, 1935.
- TEIXEIRA, J. C. Modernização da agricultura no Brasil: impactos econômicos, sociais e ambientais. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros*, v. 2, n. 2, p. 21-42, 2005. Disponível em: <<http://www.ceul.ufms.br/agbtl/jodenir.pdf>>. Acesso em: 11 fev. 2010.
- TOMMASI, L. R. Poluição marinha no Brasil, uma síntese. *Ciência e Cultura*, Campinas, v. 34, p. 325-332, 1982.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. *Fundamentos em Ecologia*. 2. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2006. 592 p.
- TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M. *Gestão da água no Brasil*. Brasília: UNESCO, 2001. 192 p.
- TUNDISI, J. G. *Água no século XXI. Enfrentando a Escassez*. 2. ed. São Carlos: RiMa Editora, 2005. 251 p.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization). World Water Assessment Programme. *The United Nations World Water Development Report 3: Water in a Changing World*. Paris: UNESCO; London: Earthscan, 2009. 318 p.
- UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs/Population Division. *World population to 2300 (ST/ESA/SER.A/236)*. New York: Department of Economic and Social Affairs/Population Division, 2004. 240 p.

- USEPA (United States Environmental Protection Agency). *Terms of Environment: Glossary, Abbreviations and Acronyms*. 2009. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OCE-PAterms/>>. Acesso em: 02 fev. 2010.
- VALLERO, D. A. *Fundamentals of Air Pollution*. 4. ed. San Diego: Elsevier, 2008. 942 p.
- VOGELS, M.; ZOECKLER, R.; STASIW D.; CERNY, L. C. P. F. Verhulst's "notice sur la loi que la populations suit dans son accroissement" from Correspondence Mathematique et Physique. Ghent, Vol. X, 1838. *Journal of Biological Physics*, New York, v. 3, n. 4, p. 183-192, 1975.
- WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. *Progress in Natural Science*, Amsterdam, v. 19, p. 1445-1451, 2009.
- WEBER, R. Sistemas costeiros e oceânicos. *Química Nova*, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 137-143, 1992.
- WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review Ecological Systematics*, Palo Alto, v. 17, p. 567-594, 1986.
- WETZEL R. G. *Limnology*. 2. ed. Filadélfia: Saunders College Publishing, 1983. 767 p.
- _____. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, Pollanza, v. 47, p. 233-249, 1990.
- _____. *Limnology – Lake and River Ecosystems*. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.
- _____. *What is limnology?* American Society of Limnology and Oceanography, 2009. Disponível em: <<http://aslo.org/limnology.html>>. Acesso em: 29 jan. 2010.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analysis*. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1991. 391 p.
- WHITE, R. E. *Introduction to the principles and practice of soil science*. 2. ed. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1987. 244 p.
- WILLIAMS, W. D. Inland salt lakes: An introduction. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 81, p. 1-14, 1981.
- WOODWARD, S. L. *Biomes of earth – Terrestrial, aquatic, and human-dominated*. Westport: Greenwood Press, 2003. 435 p.
- YU, H. M. *Environmental Toxicology: Biological and Health Effects of Pollutants*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2005. 368 p.
- ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; LAMPARELLI, M. C.; SALVADOR, M. E. P.; MENE-GON Jr., N.; BERTOLETTI, E. Aperfeiçoamento de um índice de qualidade de águas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 11, n. 2, p. 111-126, 1999.
- ZATZ, J. Usinas nucleares. *Revista de Ensino de Ciências*, n. 16, p. 2-8, 1986.

SOBRE OS AUTORES

Marcela Bianchessi da Cunha-Santino

Marcela Bianchessi da Cunha-Santino é bióloga, graduada pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), mestre e doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar. Realizou também Pós-Doutorado em Ecologia com ênfase nos processos de decomposição em ecossistemas aquáticos. Atualmente é professor adjunto do Departamento de Hidrobiologia da UFSCar e ministra as disciplinas Limnologia Aplicada e Monitoramento Ambiental no curso de Gestão e Análise Ambiental.

Irineu Bianchini Júnior

Irineu Bianchini Júnior é biólogo, graduado pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), mestre e doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar. Realizou também Pós-Doutorado em Ecologia com ênfase em modelagem matemática. Trabalhou em consultoria na Enge-Rio Engenharia e no Consórcio Nacional de Engenheiros Consultores (CNEC). Atualmente é professor titular do Departamento de Hidrobiologia. É credenciado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Ministra as disciplinas de Ciências do Ambiente para os cursos de Engenharia Física e Engenharia de Produção e Limnologia para o curso de Ciências Biológicas.

