



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS (UNICAMP)**

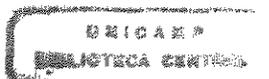
**FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL (FEC)**

**PLANEJAMENTO AMBIENTAL E ECOLOGIA DA PAISAGEM NA AVALIAÇÃO  
DE ÁREAS ALAGADAS E QUALIDADE DA ÁGUA. ESTUDO DE CASO: BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO COTIA (SP, BR).**

**OSMAN FERNANDES DA SILVA**

**UNICAMP  
BIBLIOTECA CENTRAL  
SEÇÃO CIRCULANTE**

**Campinas/SP  
Novembro/2000**





**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS (UNICAMP)**  
**FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL (FEC)**  
**DEPARTAMENTO DE SANEAMENTO E AMBIENTE (DSA)**

**PLANEJAMENTO AMBIENTAL E ECOLOGIA DA PAISAGEM NA AVALIAÇÃO  
DE ÁREAS ALAGADAS E QUALIDADE DA ÁGUA. ESTUDO DE CASO: BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO COTIA (SP, BR).**

**OSMAN FERNANDES DA SILVA**

**ORIENTADORA: PROFA. DRA. ROZELY FERREIRA DOS SANTOS**

**TESE DE DOUTORADO APRESENTADA À  
COMISSÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA  
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL DA  
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS,  
COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA  
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM  
ENGENHARIA CIVIL, NA ÁREA DE  
CONCENTRAÇÃO DE SANEAMENTO.**

Atesto que esta é a versão definitiva da dissertação/tese.	
	12/07/01
Prof. Dr.	
Matrícula:	1249726

**UNICAMP**  
**Campinas/SP**  
**Novembro/2000**

UNICAMP  
BIBLIOTECA CENTRAL  
SEÇÃO CIRCULANTE

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA  
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

Si38p

Silva, Osman Fernandes da  
Planejamento ambiental e ecologia da paisagem na  
avaliação de áreas alagadas e qualidade da água. Estudo  
de caso: bacia hidrográfica do Rio Cotia (SP, BR) /  
Osman Fernandes da Silva. --Campinas, SP: [s.n.], 2000.

Orientadora: Rozely Ferreira dos Santos.  
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas,  
Faculdade de Engenharia Civil.

1. Política ambiental. 2. Ecologia. 3. Inundações. 4.  
Água – Qualidade. 5. Bacias hidrográficas. I. Santos,  
Rozely Ferreira dos. II. Universidade Estadual de  
Campinas. Faculdade de Engenharia Civil. III. Título.



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS (UNICAMP)**  
**FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL (FEC)**

**PLANEJAMENTO AMBIENTAL E ECOLOGIA DA PAISAGEM NA AVALIAÇÃO  
DE ÁREAS ALAGADAS E QUALIDADE DA ÁGUA. ESTUDO DE CASO: BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIO COTIA (SP, BR).**

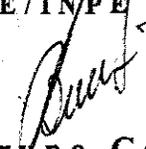
**OSMAN FERNANDES DA SILVA**

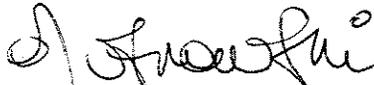
**Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:**

  
**Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos**  
**Presidente e Orientadora/UNICAMP**

  
**Prof. Dr. Jean Paul Metzger**  
**Instituto de Biociências/USP**

  
**Profa. Dra. Evlyn L. Moraes Novo**  
**SERE/INPE**

  
**Prof. Dr. Bruno Coraucci**  
**FEC/UNICAMP**

  
**Profa. Dra. Emilia Rutkowski**  
**FEC/UNICAMP**

**Campinas, 13 de dezembro de 2000.**

UNICAMP  
BIBLIOTECA CENTRAL  
SEÇÃO CIRCULANTE

À Evania, minha esposa, pelo carinho e apoio tão necessários durante o longo e árduo trajeto que é um programa de doutorado. E também aos meus pais, por sempre terem compreendido que a educação é o maior bem da vida.

**DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

À Roze, por ter compartilhado tantos conhecimentos e experiências ao longo da execução desse trabalho. E pelas importantes contribuições para a minha vida profissional.

À FAPESP, pela bolsa de doutorado e pelo suporte financeiro que viabilizou meu estágio nos Estados Unidos e este trabalho como um todo.

Aos Professores William Mitsch, Virginie Bouchard, Naiming Wang e aos alunos do curso de pós graduação da 'School of Natural Resources' (Ohio State University) pelo conhecimento passado e experiências vividas.

À Professora Roseli Torres do Instituto Agrônomo de Campinas, pelo importante auxílio na coleta e identificação de espécies vegetais de áreas alagadas. Agradeço também a valiosa contribuição da Professora Hilda Maria Longhi-Wagner, especialista da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelo trabalho complementar de identificação de gramíneas de áreas alagadas.

À Keyte, pelo imprescindível apoio na coleta de parâmetros de qualidade de água.

À SABESP, e em especial ao Darcy Brega Filho e ao Hélio Castro, pela disponibilização dos dados hidrológicos.

À Sueli, Helena, Sara e Bernadete do Laboratório de Planejamento, pelos auxílios virtuais na conexão Campinas-São José dos Campos.

À Nani pela revisão de parte dos textos e pelas horas compartilhadas no trajeto São José dos Campos-Campinas.

À Professora Evlyn Novo, grande mestre e formadora de discípulos, por ter me ensinado a 'fazer ciência' com liberdade de pensamento e por mostrar o lado humano por detrás da ciência.

UNICAMP  
BIBLIOTECA CENTRAL  
SEÇÃO CIRCULANTE

**"Não é somente ver que existe água no  
mundo, mas que existe um mundo na água"**

*(Zen Dogen)*

# ÍNDICE

<b>Lista de figuras</b> .....	vii
<b>Lista de tabelas</b> .....	x
<b>Lista de siglas</b> .....	xii
<b>Resumo</b> .....	xiii
<b>Abstract</b> .....	xiv
<b>1. Introdução</b> .....	1.1
<b>2. Objetivos</b> .....	2.1
<b>3. Fundamentos Teóricos</b> .....	3.1
3.1 Planejamento e gestão das águas.....	3.1
3.1.1 Reuso da água no Brasil.....	3.4
3.2 Fundamentos sobre avaliação de paisagens .....	3.7
3.3 Qualidade de água e áreas alagadas .....	3.22
<b>4. Materiais e Métodos</b> .....	4.1
4.1 Caracterização e histórico da área de estudo.....	4.1
4.2 Descrição dos materiais e métodos.....	4.3
4.2.1 Avaliação das unidades de paisagem.....	4.4
4.2.1.1 Mapa de unidades de paisagem (escala regional).....	4.7
4.2.1.2 Mapa de unidades de paisagens (escala local).....	4.14
4.2.2 Avaliação das características da qualidade da água.....	4.16
4.2.3 Avaliação multidimensional do estado de conservação das planícies de inundação.....	4.21
<b>5. Resultados e Discussão</b> .....	5.1
5.1 Mapa de paisagens (ESCALA REGIONAL).....	5.1
5.2 Mapa de unidades de paisagens (ESCALA LOCAL).....	5.22
5.2.1 Planícies de inundação.....	5.24
5.2.2 Canal fluvial principal.....	5.41
5.3 Hidrologia e qualidade de água.....	5.47
5.3.1 Qualidade de água.....	5.50
5.3.1.1 Coliformes totais e fecais.....	5.51
5.3.1.2 Totais sólidos em suspensão.....	5.59
5.3.1.3 Oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio.....	5.65
5.3.1.4 Nutrientes.....	5.74
5.3.1.4.1 Fósforo.....	5.75
5.3.1.4.2 Nitrogênio.....	5.79
5.3.1.4.3 Razão nitrogênio fósforo e sua relação com a paisagem.....	5.84
5.3.1.5 Fenol.....	5.87

5.3.2 Enquadramento das águas do rio Cotia.....	5.89
5.3.3 Monitoramento estadual dos recursos hídricos e índice de qualidade da água.....	5.91
5.4 Classificação e avaliação multidimensional do estado de conservação das paisagens locais.....	5.96
5.5 Propostas de gerenciamento de paisagens regionais.....	5.106
5.5.1 Propostas de gerenciamento de paisagens locais.....	5.117
5.5.1.1 Possibilidades de uso alternativo de áreas alagadas artificiais....	5.120
<b>6. Conclusão.....</b>	<b>6.1</b>
<b>Bibliografias Mencionadas</b>	
<b>Anexo</b>	

## LISTA DE FIGURAS

<b>1. Introdução</b>	
<b>2. Objetivos</b>	
<b>3. Fundamentos Teóricos</b>	
3.1 Etapas envolvidas no processo de planejamento ambiental.....	3.2
3.2 Relação entre escala espacial e escala temporal para vários fenômenos ecológicos.....	3.8
3.3 Hierarquia ecológica e suas disciplinas.....	3.10
3.4 A estrutura espacial da paisagem é composta pela matriz, fragmentos, corredores e por mosaicos em várias escalas.....	3.13
3.5 Esquema do sistema tampão de florestas ripárias.....	3.15
3.6 Funções básicas atribuídas aos corredores fluviais.....	3.16
3.7 Curva da vazão média de um rio de elevada ordem.....	3.18
<b>4. Materiais e Métodos</b>	
4.1 Localização da bacia hidrográfica do rio Cotia na bacia do Alto Tietê.....	4.1
4.2 Diagrama esquemático com as principais etapas desse trabalho.....	4.4
4.3 Relações entre níveis em um sistema hierárquico.....	4.6
4.4 Mapas de geologia, geomorfologia e pedologia .....	4.9
4.5 Mapa de uso e ocupação da terra.....	4.12
4.6 Seqüência dos cruzamentos utilizados para se obter o mapa-base para elaboração do mapa de paisagens.....	4.13
4.7 Localização das planícies de inundação do Baixo Cotia e dos respectivos pontos de coleta de água.....	4.15
4.8 Localização dos postos pluviométricos e fluviométrico na bacia do rio Cotia.....	4.20
4.9 Gráfico tridimensional para avaliação multifuncional de ecossistemas.....	4.25
<b>5. Resultados e Discussão</b>	
5.1 Mapa de geo-unidades de paisagem .....	5.3
5.2 Mapa de referência para elaboração do mapa de paisagens.....	5.6
5.3 Mapa de unidades de paisagem.....	5.12
5.4 Representação da seção transversal de uma planície de inundação padrão.....	5.23
5.5 Mapa de uso e cobertura da planície de inundação 1-2.....	5.27
5.6 Mapa da Paisagem 1-2.....	5.30
5.7 Mapa de uso e cobertura da planície de inundação 3-4.....	5.32
5.8 Mapa da Paisagem 3-4.....	5.33

5.9 Mapa de uso e cobertura da planície de inundação 5-6.....	5.35
5.10 Mapa da Paisagem 5-6.....	5.36
5.11 Perfis longitudinais característicos de sistemas fluviais.....	5.41
5.12 Fluxos de água dominantes em rios com planície de inundação em atividade.....	5.45
5.13 Precipitação média mensal na bacia do rio Cotia.....	5.48
5.14 Vazão mensal média, máxima e mínima na bacia do rio Cotia.....	5.49
5.15 Localização da bacia hidrográfica do rio Cotia na bacia do Alto Tietê.....	5.53
5.16 Variação espaço-temporal da concentração de coliformes totais.....	5.54
5.17 Variação espaço-temporal da concentração de coliformes fecais.....	5.57
5.18 Variação espaço-temporal da concentração de totais sólidos em suspensão.....	5.61
5.19 Variação percentual mensal das frações orgânicas e inorgânicas dos totais sólidos em suspensão.....	5.65
5.20 Variação mensal média da concentração de oxigênio dissolvido em cada planície de inundação.....	5.66
5.21 Variação espaço-temporal da concentração de oxigênio dissolvido..	5.69
5.22 Variação mensal média da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ao longo de cada planície de inundação.....	5.71
5.23: Variação espaço-temporal da concentração da demanda bioquímica de oxigênio.....	5.72
5.24 Variação espaço-temporal da concentração de nitrogênio total (Kjeldhal).....	5.80
5.25 Variação mensal da razão N:P ao longo de cada planície de inundação.....	5.85
5.26 Influência percentual de cada parâmetro na composição do IQA.....	5.93
5.27 Índice de qualidade da água obtido pela CETESB e a partir de dados coletados para o presente trabalho.....	5.94
5.28 Gráfico tridimensional para avaliação multifuncional das paisagens locais.....	5.109
5.29 Mapa de áreas de conflitos, resultante do cruzamento entre as paisagens atuais e as paisagens “ideais”.....	5.108
5.30 Possíveis tipos de áreas alagadas artificiais na paisagem.....	5.123
5.31 Propostas de localização de áreas alagadas na bacia de drenagem...	5.124
5.32 Exemplo de área alagada construída na forma de terraço para o controle de fontes não-pontuais de poluição em áreas de encosta...	5.125
5.33 Mapa de paisagens com as possíveis localizações e tipos de áreas alagadas artificiais.....	5.126
5.34 Inserção da área alagada a ser construída na planície de inundação 5-6.....	5.129

## LISTA DE TABELAS

### 1. Introdução

### 2. Objetivos

### 3. Fundamentos Teóricos

3.1: Características básicas da visão ecossistêmica para se obter um plano de desenvolvimento integrado ao meio ambiente.....	3.4
---	-----

### 4. Materiais e Métodos

4.1 Características cartográficas dos mapas temáticos utilizados.....	4.8
4.2 Classes originais e finais do mapa de UOT .....	4.10
4.3 Métodos utilizados nas análises químicas e organopléticas .....	4.18
4.4 Principais mudanças nas planícies de inundação e respectivas equações para medir os impactos causados.....	4.22
4.5 Pesos atribuídos a cada modificação nas planícies de inundação.....	4.23

### 5. Resultados e Discussão

5.1 Área das treze geo-unidades de paisagem que compõem a Bacia do rio Cotia.....	5.4
5.2 Interseção de treze geo-unidades de paisagem com oito classes do mapa de uso e cobertura da terra.....	5.7
5.3 Características espaciais do Alto e Baixo Cotia .....	5.9
5.4: Áreas das unidades de paisagem do Alto Cotia (Paisagem 1).....	5.16
5.5 Características das unidades de paisagem mapeadas.....	5.17
5.6 Classes e respectivas áreas do mapa de uso e ocupação da terra das áreas estudadas.....	5.28
5.7 Características métricas das classes de UOT das planícies 1-2, 3-4 e 5-6.....	5.38
5.8 Principais mudanças nas paisagens locais que afetam o padrão hidrológico do canal fluvial principal.....	5.44
5.9 Precipitações médias mensais na bacia do rio Cotia (mm), entre 1967 e 1997 e em 1998.....	5.47
5.10 Vazões médias mensais na bacia do rio Cotia (m <sup>3</sup> /s), entre 1975 e 1997 e em 1998.....	5.48
5.11 Percentual de mudanças de coliformes totais.....	5.55
5.12 Percentual de mudança de coliformes fecais.....	5.57
5.13 Percentual de mudança de totais sólidos em suspensão.....	5.61
5.14 Velocidade média da corrente no rio Cotia no momento das coletas	5.62

5.15 Percentual das frações orgânicas e inorgânicas de cada amostra de TSS coletada ao longo de cada mês.....	5.64
5.16 Concentração da demanda química e bioquímica de oxigênio em novembro de 1998.....	5.68
5.17: Percentual de mudança de oxigênio dissolvido.....	5.70
5.18 Percentual de mudança da demanda bioquímica de oxigênio.....	5.73
5.19 Percentual de mudança de fósforo total.....	5.76
5.20 Percentual de mudança de fosfato.....	5.78
5.21 Percentual de mudança de nitrogênio total.....	5.81
5.22 Percentual de mudança de nitrato.....	5.82
5.23 Razão entre o nitrogênio total e o fósforo total.....	5.85
5.24 Concentração média mensal e anual de nitrato (Nt) e fosfato (Ft) para os segmentos 1-2, 3-4 e 5-6.....	5.86
5.25 Classes de água doce e usos a que se destinam.....	5.90
5.26 Índice de qualidade da água para três trechos do rio Cotia.....	5.92
5.27 Intervalos de qualidade para a água bruta destinada ao abastecimento.....	5.93
5.28 Avaliação do nível de modificação hidrológica das paisagens locais.....	5.98
5.29 Estado de conservação das paisagens locais.....	5.100
5.30 Descrição das unidades ou sub-unidades de paisagem em conflito e recomendações.....	5.109
5.31 Exemplos de possíveis formas de atenuação dos picos de precipitação e melhoria da qualidade da água pluvial .....	5.116
5.32 Principais mudanças sofridas nas paisagem locais que afetaram o padrão hidrológico das mesmas e as respectivas ações recomendadas para a reabilitação funcional.....	5.119

## LISTA DE SIGLAS

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
P - paisagem  
UP - unidade de paisagem  
M – matriz  
Mo – mosaico  
F – fragmento  
C – corredor  
SAM – Sistema Adutor Metropolitano  
uot - uso e ocupação da terra  
PI - plano de informação  
TSS - totais sólidos em suspensão  
REDOX - oxi-redução  
PH – potencial hidrogeniônico  
OD – oxigênio dissolvido  
DBO – demanda bioquímica de oxigênio  
DQO – demanda química de oxigênio  
P – fósforo  
Pt - fosfato  
N – nitrogênio  
NH<sub>3</sub> - nitrogênio amoniacal  
Nt - nitrato  
N:P – razão nitrogênio-fósforo  
ETA – estação de tratamento de água  
ETE - estação de tratamento de esgoto  
SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo  
IQA – índice de qualidade da água  
CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental  
EMPLASA – Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo S.A.

## RESUMO

A Região Metropolitana de São Paulo possui elevado índice de crescimento populacional. Este índice, entretanto, varia consideravelmente de região para região, tendo a bacia do rio Cotia uma elevada contribuição relativa para o seu aumento. No atual processo de expansão populacional tem ocorrido a ocupação de áreas adequadas ou inadequadas, como mananciais, encostas de morros e planícies de inundação resultando em impactos severos sobre os corpos d'água, em termos de qualidade e quantidade de água na bacia hidrográfica. Com a finalidade de avaliar o potencial natural de planícies de inundação para atuarem como filtros na melhoria da qualidade da água, assim como avaliar o efeito de interferências antrópicas sobre a eficiência destes ecossistemas e da bacia do rio Cotia como um todo, foram utilizados princípios da ecologia da paisagem para procederem-se diagnósticos em duas escalas. Um em nível local, abrangendo estudos em detalhe sobre três ecossistemas alagados (paisagens locais) e também sobre a qualidade da água do rio que os atravessa e outro em escala regional, considerando-se áreas urbanas, rurais e de transição (paisagens regionais). As planícies de inundação mostraram-se, geralmente, eficientes quanto a desinfecção das águas do rio Cotia e redução da demanda bioquímica de oxigênio. Acredita-se, porém, que principalmente em função das mudanças hidráulicas verificadas nas paisagens locais (drenagem das planícies, retificação e dragagem do rio) tenham sido afetadas, negativamente, as planícies de inundação quanto à capacidade de remover nutrientes. Além disso, a elevada carga de poluentes lançada nas paisagens regionais associada a múltiplas mudanças estruturais também teria contribuído para anular ou, pelo menos, saturar a capacidade de auto-depuração dos ecossistemas estudados.

Palavras-chave: planejamento ambiental, ecologia da paisagem, planície de inundação e qualidade da água.

## ABSTRACT

The São Paulo Metropolitan Region has high populational growth and the catchment area of the Cotia River contributes for this growth. In the process of populational growth, however, adequate and inadequate areas have been occupied. Inadequate occupation, such as in hills and floodplains, has resulted in severe impacts over the water bodies. Aiming at evaluating the natural potential of the floodplains functioning as filters in the improvement of the water quality, as well as at the effect of the anthropic interferences in the efficiency of these ecosystems and in the catchment area of the Cotia River as a whole, principles of the landscape ecology were used to produce diagnostics in two scales. On a local level, detailed studies were made in three wetlands (local landscape) and also in the water quality of the river that crosses these wetlands. On regional level, urban, rural and transitional areas (regional landscape) were considered. The floodplains were considered efficient in relation to the disinfection of the River Cotia waters and the reduction in the biochemical demand oxygen. It is believed, however, that due to the hydraulic changes in the local landscape (floodplain drainage, retification and dredging of the river), the floodplains have been affected in terms of nutrient removal. Furthermore, the high load of pollutants thrown in the regional landscape, together with several structural changes, has also contributed to eliminate, or at least, saturate the capacity of self-depuration of the studied ecosystems.

# 1 INTRODUÇÃO

Neste século a sociedade tem modificado rotineira e dramaticamente o ciclo hidrológico, através da construção, sem precedentes, de usinas hidrelétricas, obras de controle de inundações e utilização de água para abastecimento e irrigação (Loucks, 2000; Gleick, 2000).

Atribui-se essa grande expansão na infra-estrutura relacionada ao uso dos recursos hídricos principalmente a três fatores: crescimento populacional, mudança nos padrões de vida e expansão da área agrícola irrigada (Duda & El-Ashry, 2000; Gleick, 2000; Hinrichsen et al., 1998).

Como resultado, enquanto nos últimos cem anos a população mundial triplicou, o consumo de água cresceu mais do que seis vezes (Juma, 1998). Em função dessa demanda, a água doce vem sendo considerada um recurso natural crítico em termos de capacidade de suprir as necessidades humanas (Helweg, 2000; Falkenmark, 1993) e a integridade de muitos ecossistemas (Gleick, 2000; Loucks, 2000).

Atualmente considera-se que pelo menos 1,2 bilhão de pessoas no mundo careçam de acesso à água potável e que 3 bilhões utilizem instalações sanitárias inadequadas, sendo a maioria, evidentemente, provenientes de países em desenvolvimento (World Water Vision, 2000; World Watch, 1999; World Bank, 1998).

Essa escassez de água não tem sido apenas em volume, mas também funcional, ocasionada pelo excesso de poluição originada por deficiências na coleta e disposição final dos resíduos sólidos e, principalmente, devido ao baixo percentual de coleta e tratamento de efluentes domésticos e industriais (World Bank, 1998).

Como conseqüência, além do severo impacto social e nos indicadores de qualidade de vida e ambiental, o problema da escassez de água associada com a sua falta de qualidade tem suscitado graves problemas econômicos como, por exemplo, o aumento no custo do tratamento da água para o abastecimento doméstico e industrial, assim como nas despesas previdenciárias e no sistema de saúde (World Bank, 1998).

Nesse sentido, cabe ressaltar o Brasil, pois a despeito de possuir um dos maiores volumes de água doce superficial do planeta (11,6%), a mesma distribui-se heterogeneamente, concentrando-se 70% na região Amazônica. E, o que é mais grave, as regiões com maior densidade populacional e industrial são as que apresentam menor disponibilidade hídrica como, por exemplo, os grandes centros urbanos das regiões sul e sudeste do país (DNAEE, 2000).

Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o adensamento populacional e industrial tem tornado mais agudos os problemas relacionados com a falta de saneamento e escassez de recursos hídricos. Estes problemas, entretanto, também têm se tornado mais severos à medida em que os processos de gestão dos recursos hídricos têm se pautado pela ausência de análises mais amplas, integradas e sustentadas, que por sua vez têm originado novos conflitos como, por exemplo, a transposição de águas inter bacias.

A bacia hidrográfica do rio Cotia, na RMSP, é um exemplo desse quadro na medida em que a ausência de planos de desenvolvimento regionais tem degradado e exaurido os recursos hídricos. Para a solução ou atenuação desse problema, algumas alternativas baseadas em engenharia ecológica (ou ecotecnologias) estão sendo propostas para esta região (Sabesp, 1996-a).

A ecotecnologia se aplica àquelas situações em que a energia fornecida pelo homem através da manipulação ambiental é pequena, relativamente àquela desprendida pelo ambiente, mas suficiente para produzir grandes efeitos nos processos resultantes voltados à controlar sistemas, onde a principal energia que o movimenta provém de fontes naturais (Mitsch, 1993; Mitsch e Gosselink, 1995).

Um exemplo disso é a reabilitação funcional ou a construção de áreas alagadas para a melhoria da água fluvial ou de fontes não pontuais (Comín et al., 1997; Higgins et al., 1993; Manfrinato et al., 1993) ou como complemento a processos de tratamento de efluentes (Kadlec & Knight, 1996; Hammer, 1989; Reed et al., 1988). Um exemplo do último caso encontra-se em fase de implantação na bacia do rio Cotia (Brega Filho, 1998).

Pretende-se propor como hipótese de trabalho um planejamento estruturado que considere as planícies de inundação como a principal referência ambiental para a adoção de mecanismos que propiciem a melhoria da qualidade e aumento da quantidade das águas superficiais de uma bacia hidrográfica.

Para isso, entretanto, essas áreas alagadas devem ser analisadas segundo sua estrutura e função. Deve-se reconhecer também as características e processos dos meios natural e antrópico que influenciam as condições das áreas alagadas e são por ela influenciadas.

Neste sentido, além de informações específicas referentes aos ambientes palustres contidos nas planícies de inundação, será necessário diagnosticar e avaliar a região onde os mesmos se encontram através de metodologias apropriadas permitindo, assim, compreender as interações entre esses ambientes e o meio circundante, com a finalidade de buscar soluções integradas relativas ao gerenciamento dos recursos hídricos e de menor impacto ao meio.

Para realizar tal planejamento considera-se necessário reconhecer e otimizar as potencialidades do meio natural, de forma a torná-lo mais sadio através de ações que permitam reverter os impactos já estabelecidos. Com o objetivo de testar uma proposta metodológica de planejamento que contemple essas premissas, selecionou-se como área de estudo a bacia do rio Cotia, na RMSP. Devido aos seus graves problemas de qualidade e quantidade de água.

Neste contexto, o planejamento ambiental, que opera em escala regional, necessita também de uma abordagem local, para que se possa introduzir ações concebidas segundo técnicas ecotecnológicas. Dessa forma, pretende-se avaliar a área de estudo em duas escalas obtendo-se, conseqüentemente, informações em dois níveis distintos, os quais serão integrados visando indicar alternativas de ação.

A avaliação das paisagens é uma estratégia que permite trabalhar nesses dois níveis e promover a articulação entre ambos, mas que exige informações qualitativas e quantitativas diferenciadas em função da escala considerada. Dentro dessa estratégia, as indicações de ação podem ser apresentadas segundo um conjunto de orientações que vão de propostas gerais a propostas específicas.

## 2. OBJETIVOS

O principal objetivo deste trabalho consiste em:

- propor uma metodologia norteada por princípios da ecologia da paisagem, notadamente a capacidade de permitir análises espaciais multi-escalares e interdisciplinares, com a finalidade de relacionar as características físicas de unidades de paisagem de uma bacia de drenagem e de suas planícies de inundação com a qualidade das águas superficiais da mencionada bacia.

Objetivos secundários:

- analisar de que maneira a composição do meio físico e as formas de uso e ocupação da terra no âmbito da bacia do rio Cotia influem no estado de conservação das planícies de inundação estudadas;
- conhecer as principais formas de impactos ambientais nas planícies de inundação estudadas e indicar propostas de reabilitação dessas áreas;
- aferir a melhora na qualidade da água do rio Cotia após este atravessar áreas alagadas das planícies de inundação examinadas.

### 3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

#### 3.1 - PLANEJAMENTO E GESTÃO DAS ÁGUAS

Historicamente, planos tradicionais de uso da água tem privilegiado os tipos de uso ou o manancial, em detrimento da análise de todo o sistema que afeta e é afetado pelo corpo d'água (Sabesp, 1996-a).

No âmbito da conservação da água, por exemplo, as possibilidades de uso da água e de mananciais devem ser avaliadas não apenas a partir da bacia hidrográfica, mas também em função da dinâmica ambiental, social e econômica da região (Sabesp, 1997-a; Sabesp, 1998).

Segundo Tundisi e Calijuri (1996), os mananciais para abastecimento público de água situados em regiões metropolitanas são sistemas complexos devido ao uso intensivo das bacias hidrográficas e por estarem sujeitos à diversidade de processos de contaminação e poluição através do solo, água e ar.

Além disso, a variedade de padrões de qualidade e quantidade de água exigidos pelos diversos usuários também são fatores que incorporam complexidade ao processo de tratamento e abastecimento de água.

Nesse sentido, deve-se considerar a necessidade de ampla gestão<sup>1</sup> da bacia, não apenas para preservar a integridade de ecossistemas associados e diminuir impactos produzidos por contaminações e poluição, mas também para diminuir os custos associados ao processo de abastecimento e garantir o próprio suprimento de água (Gleick, 2000).

Em oposição a isso, até recentemente o planejamento dos recursos hídricos no Brasil vinha sendo elaborado a partir de planos setoriais, no qual a água era entendida como um recurso mineral e não inserida em ciclos interativos.

---

<sup>1</sup> entendida como a conjugação entre o planejamento (que aponta as alternativas) e o gerenciamento (que administra e executa o plano)

Para muitos tomadores de decisão, o caminho deve ser o estudo da água através de um processo de planejamento. Segundo Conyers & Hills (1984), o planejamento é um processo contínuo (cíclico) o qual, uma vez definidas as metas e objetivos, envolve várias etapas interligadas que visam subsidiar tomadas de decisão acerca de formas alternativas de se utilizar os recursos disponíveis (Figura 3.1).

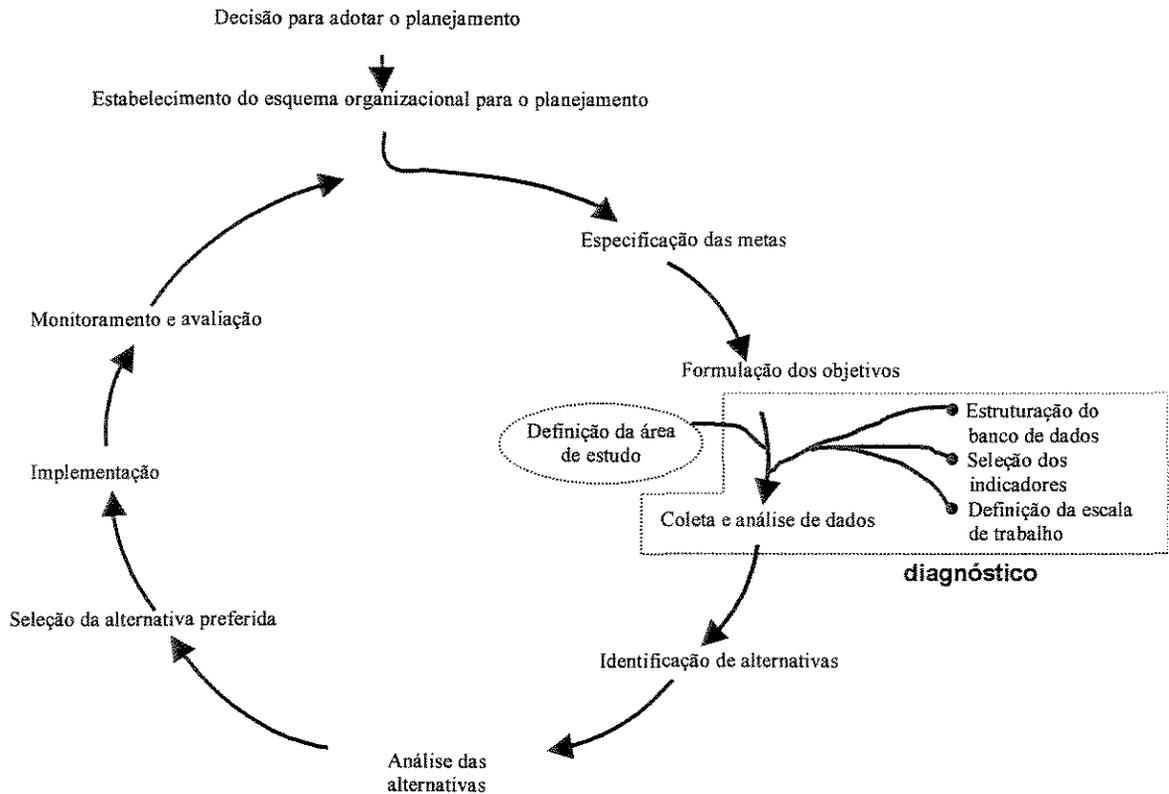


Figura 3.1: Etapas envolvidas no processo de planejamento ambiental

Modificado de Conyers & Hills (1984),

O processo de planejamento deve contemplar, portanto, vasta gama de atividades econômicas e ser capaz de promover o desenvolvimento humano, mas reconhecendo que o homem é parte do ecossistema e portanto dependente deste. Os planejamentos convencionais, no entanto, não incluem análises que projetem horizontes de longo prazo e as respectivas conseqüências das ações sobre os recursos naturais (Slocombe, 1993).

Com a finalidade de permitir avanços nessa ciência Slocombe (1993) distingue e propõe a integração de duas formas de planejamento: o planejamento tradicional, urbano ou regional e o planejamento ambiental ou ecológico.

O planejamento tradicional concentra sua ação nas comunidades e sua população, no uso da terra, economia e infra-estrutura, através de processos fundamentados em metas, planos e regulamentos, onde a resolução do problema deve estar direcionado ao cumprimento de tarefas de modo a priorizar os meios.

Como essa forma de planejamento tem estado centrada na resolução de problemas ou demandas imediatas e frequentemente desarticulada do restante do ambiente onde o mesmo se encontra inserido, em muitos casos tem havido apenas a transferência ou o adiamento da efetiva resolução do problema e agravamento da situação a médio e longo prazo.

O planejamento ambiental, por outro lado, enfoca o ambiente biofísico de comunidades e populações, bem como os efeitos das várias formas de desenvolvimento e planejamento. Embora este processo de planejamento também seja do tipo estruturado, ou seja, sua implementação envolve várias etapas e um conjunto de métodos, suas premissas são diferenciadas.

A implementação desta forma de planejamento exige grande quantidade e variedade de dados, cuja análise é frequentemente complexa e conduz algumas vezes a interpretações subjetivas. Esse conjunto de características, porém, muitas vezes dificulta ou inviabiliza este tipo de planejamento.

Considerando-se as vantagens e limitações de ambos os tipos de planejamento, Slocombe (1993) sugere a integração dos mesmos. No entanto, o ponto de partida dessa fusão deve estar baseado em uma visão ecossistêmica no sentido de permitir a integração de conhecimentos de várias disciplinas em relação a uma determinada região ou sociedade.

A visão ecossistêmica, cujos princípios básicos que a norteiam encontram-se descritos a seguir (Tabela 3.1), deve propiciar estudos que possam encorajar o reconhecimento de complexidades, mudanças e a necessidade de adaptá-las e prevê-las.

Tabela 3.1: Características básicas da visão ecossistêmica para se obter um plano de desenvolvimento integrado ao meio ambiente

CARACTERÍSTICAS	PROCESSOS ENVOLVIDOS
<ul style="list-style-type: none"> <li>● inter ou transdisciplinar</li> <li>● utiliza a visão ecossistêmica para descrever a estrutura, processo e dinâmica</li> <li>● utiliza múltiplas teorias e métodos</li> <li>● é adaptativa, utilizando o monitoramento e a avaliação para interpretar e unir informações</li> <li>● gera hipóteses e modelos</li> <li>● permite previsões e orientações de longo prazo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● participativo</li> <li>● procura cooperação e integração individual e institucional</li> <li>● define e atua de acordo com metas</li> <li>● facilita a disseminação e uso de informações</li> </ul>

Fonte: Slocombe (1993)

### 3.1.1 - REUSO DE ÁGUA NO BRASIL

A quantidade e a manutenção da qualidade da água está muito condicionada pelo meio ambiente, pelo crescimento populacional e ações antrópicas. O aumento da demanda de água na sociedade moderna, seja como parte de processos produtivos (p. ex. na geração de energia) ou destinadas ao abastecimento, tem levado ao esgotamento sazonal ou crônico deste recurso (Duda & El-Ashry, 2000; Gleick, 2000; Hinrichsen et al., 1998).

Como conseqüência, vários estudos vêm sendo desenvolvidos no sentido de promover o reuso de água segundo processos mais confiáveis e eficientes (Helmer & Hespanhol, 1999; Nogales Escalera, 1995; Mancuso, 1988 e 1992).

O reuso de água é definido como “o aproveitamento de águas utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos,

inclusive o original. Pode ser direto<sup>2</sup> ou indireto<sup>3</sup>, bem como ocorrer de ações planejadas ou não” (cf. Lavrador Filho, 1987, citado por Mancuso, 1988 e 1992).

Uma classificação de reuso de água mais abrangente é a de Westerhoff, (1984, citado por Mancuso, 1992), onde o autor prevê dois tipos de reuso: o potável e o não potável.

Segundo Mancuso (1992), entre todas as modalidades de reuso de água, aquela que se destina ao consumo público é a mais polêmica, sendo alvo de severas críticas, em grande parte devido a falta de esclarecimento do que realmente seja essa proposta.

Essa modalidade de reuso (indireto planejado) é considerada uma forma mais segura de abastecimento pois, na prática, a maioria dos sistemas de abastecimento já vem sendo operados em regime de reuso potável indireto não planejado. Além disso, “o reuso da água espontâneo e não planejado sempre ocorre, em maior ou menor escala, através da participação do homem ou até sem ele, via ciclo hidrológico” Mancuso (1992).

Nos países desenvolvidos, o reuso de água tem sido cada vez mais caracterizado como um importante componente na gestão dos recursos hídricos (Gleick, 2000).

No Brasil, onde as demandas crescem rapidamente principalmente nos grandes centros urbanos, a possibilidade de reuso de água, dentro de seus variados níveis de potabilidade, possibilitam prolongar e racionalizar a utilização desse recurso e oferece meios para a conservação das águas de melhor qualidade para usos mais nobres (Helmer & Hespanhol, 1999).

Segundo Hamann & Mcewen (1991, citados por Mancuso, 1992), em dias atuais várias formas de reuso são consideradas como um recurso hídrico alternativo, como consequência dos seguintes fatores:

---

<sup>2</sup> **direto:** ocorre quando os efluentes, após convenientemente tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reuso (na forma de água potável), sem serem descarregados no meio ambiente.

<sup>3</sup> **Indireto não planejado:** ocorre quando a água, já utilizada uma ou mais vezes em alguma atividade humana, é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada à jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. **Indireto planejado:** ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são descarregados de forma planejada e controlada nos corpos de água, de modo a serem diluídos.

- demanda crescente de água, havendo inclusive a superação da oferta;
- inexistência de políticas factíveis de redução de demanda;
- limitação das fontes locais de água superficiais ou subterrâneas;
- crescente degradação dos mananciais de água;
- custos elevados da disposição final dos esgotos;
- ocorrência de impactos negativos causados ao meio ambiente em consequência das exportações/importações de água entre bacias; e
- legislação que favorece mais o reuso do que a disposição no meio ambiente.

No entanto, segundo Parlatore e Santos (1989, citados por Pereira de Souza, 1993), enquanto a água “não for incorporada ao mercado, a regulação da sua distribuição entre usuários ficará restrita a ações administrativas por parte do poder público que, tradicionalmente, não consegue viabilizar, de modo permanente, respaldo político-institucional que assegure a necessária equidistância e imparcialidade perante os diversos usuários interessados, gerando conflitos e situações de colapso econômico ou de calamidade pública”.

Como complemento ao papel do mercado no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil, Pereira de Souza (1989 e 1993), enfatiza a necessidade de operacionalizar o sistema de cobranças e definir, de modo objetivo, o valor a ser cobrado sobre os custos da água de modo a aplicá-lo como instrumento de gestão.

Além disso, este autor sugere incorporar aos planos de desenvolvimento regionais os programas de intervenção dos órgãos gestores de água, permitindo que os instrumentos de planejamento regional propiciem o ordenamento da ocupação territorial.

Este ordenamento ocorreria através de medidas como: uma mais adequada localização espacial das atividades, estímulo a uma melhor utilização da água pela sociedade e disponibilização de recursos financeiros na otimização dos recursos hídricos e em técnicas e processos destinados ao tratamento de efluentes.

Assim, a gestão dos recursos hídricos, incluindo a possibilidade da adoção de programas de reuso de água, implicam em planos de ação complexos pois depende da atuação articulada de vários segmentos da sociedade (Pereira de Souza, 1993):

- “suporte jurídico institucional e político;
- programas adequados de investimentos;
- estabelecimento de metas de curto, médio e longo prazos;
- competência tecnológica para a elaboração de planos e projetos que atendam aos objetivos fixados;
- competência gerencial e tecnológica para a implantação dos planos, avaliação dos resultados e realimentação do processo; e
- informação, participação e apoio da sociedade em todas as etapas do programa.”

E, como instrumento de suporte à gestão, tem-se concebido a mesma segundo um processo de ordenação territorial, onde o homem representa simultaneamente o centro deste processo e o principal agente modificador e modelador do espaço.

### 3.2 - FUNDAMENTOS SOBRE AVALIAÇÃO DE PAISAGENS

A evolução sócio-econômica das sociedades humanas tem sido um processo contínuo. Algumas vezes, entretanto, a mesma ocorreu através de ‘saltos’ os quais parecem ter sido impulsionados por avanços tecnológicos (p. ex. invenção da pólvora e do astrolábio), sendo um desses grandes ‘saltos’ o processo de mecanização de tarefas induzidas pela revolução industrial.

Esta revolução representou um marco no modo e velocidade de produção, que num espaço relativamente curto de tempo tomou proporções globais. Simultaneamente e em decorrência desse processo, ocorreram elevadas taxas de crescimento populacional e de urbanização, que levaram por sua vez a verticalização de áreas urbanas.

Desde então, o contínuo aprimoramento tecnológico e as crescentes demandas de recursos naturais tem exaurido, modificado e desestabilizado muitos ecossistemas. Como forma de reestabelecer a homeostase dos sistemas naturais e reduzir a entropia dos biomas (ampliada, por exemplo, através da queima de combustíveis fósseis), tem havido também uma rápida e abrangente (global) alteração na velocidade de processos naturais (World Watch, 1999).

Estes processos ocorrem em variados intervalos espaço-temporais (Figura 3.2), variando desde pequenas escalas espaciais (como a fotossíntese no interior das folhas) e temporais (como a fração de segundo para um fóton sensibilizar um pigmento) até grandes escalas espaço-temporais (como o aumento da concentração de gases-estufa e mudanças climáticas globais, envolvendo de décadas a séculos) (Forman e Godron, 1986; Woodmansee, 1988; Turner et al., 1989).

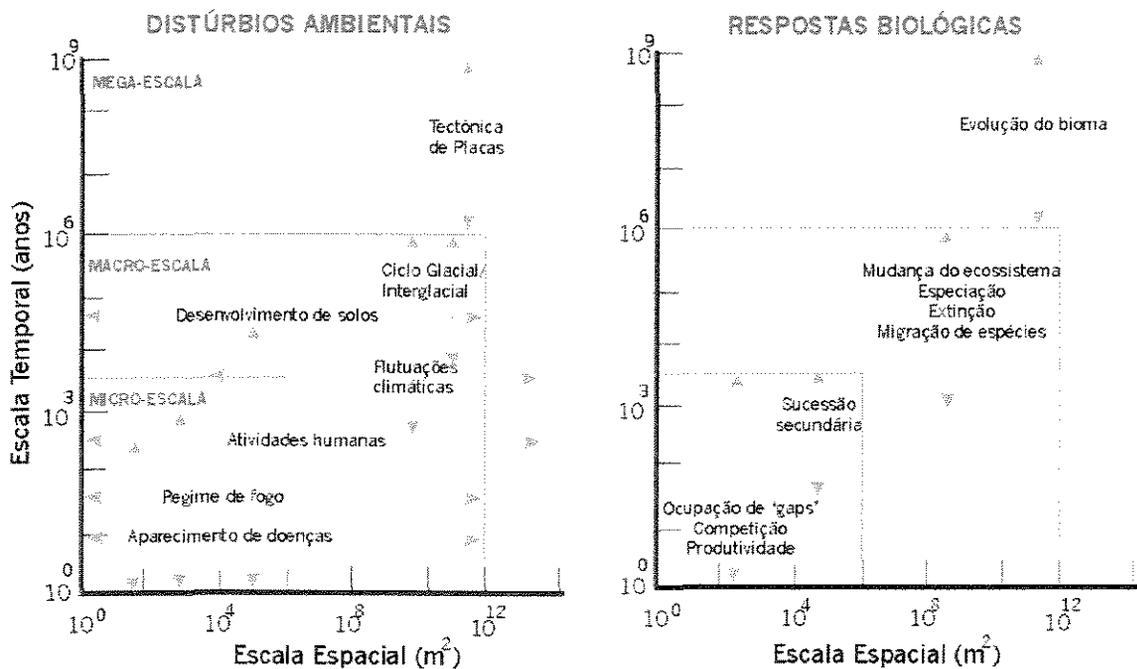


Figura 3.2: Relação entre escala espacial e escala temporal para vários fenômenos ecológicos.

Fonte: Adaptado de Forman & Godron (1986)

Existe, portanto, uma estreita relação entre escala espacial e temporal para a explicação de fenômenos naturais. Assim, a compreensão desses fenômenos parece tornar-se plausível quando procede-se à correta identificação do nível escalar (no espaço e no tempo) onde o elemento-chave envolvido com o fenômeno de interesse encontra-se inserido.

Uma vez identificado esse elemento-chave no contexto escalar, projetam-se os principais atributos que o compõe a partir do desmembramento do nível hierárquico inferior. Esse desmembramento possibilita análises mais objetivas e permite a preservação de características associadas ao processo em questão (Figura 3.2).

Portanto, existe uma estreita relação entre escala espacial e temporal para a explicação de fenômenos da natureza; e a compreensão desses fenômenos parece tornar-se plausível quando elementos-chave envolvidos nos processos e, hierarquicamente inferiores (ver Figura 3.3), são analisados de forma sistêmica de modo a se procurar as interações e a forma como cada componente afeta e é afetado pelos demais.

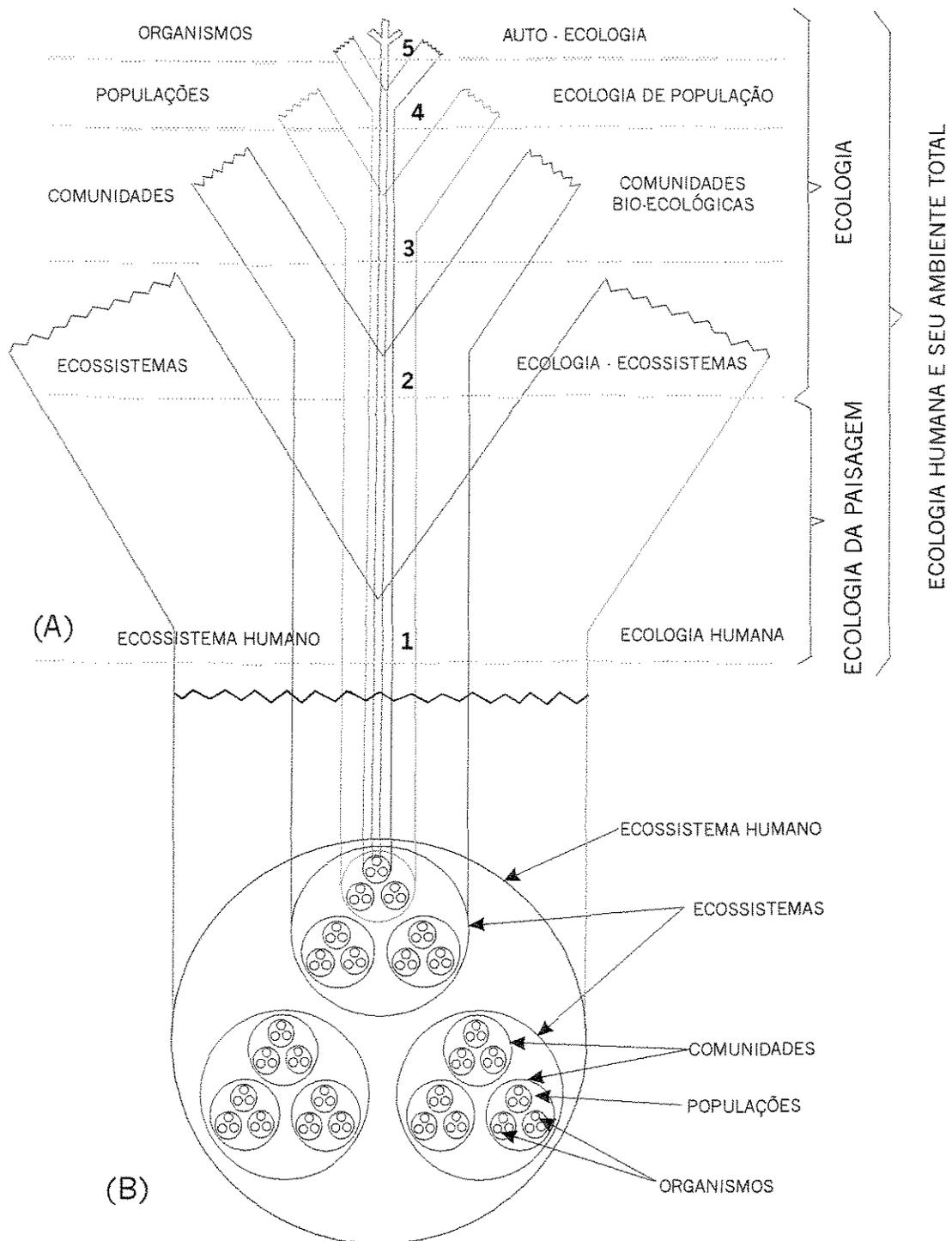


Figura 3.3: Hierarquia ecológica e suas disciplinas científicas. A paisagem pode ser concebida segundo níveis de organização, mas sem escala definida.

Fonte: Adaptado de Naveh & Lieberman (1993)

Os processos ecológicos atuantes, entretanto, são mediados a partir de escalas locais. No entanto, estudos realizados em escalas reduzidas (ou seja, escala local) e que requerem projeções ou extrapolações para escalas regionais e/ou globais ainda são pouco consolidados, exigindo métodos específicos para a sua viabilização (Abbruzzese e Leibowitz, 1997; Turner et al., 1989; Woodmansee, 1988).

A maioria destes métodos envolve abordagens relacionadas com a ecologia da paisagem, a qual fundamenta-se em duas idéias principais: a interdisciplinaridade e a variabilidade de escala espaço-temporal (Forman e Godron, 1986).

As paisagens são compostas de áreas heterogêneas e estão sujeitas, aproximadamente, a um mesmo tipo de clima e conjunto de perturbações. Essas áreas agrupam ecossistemas que interagem e que se repetem de forma similar no espaço, representando uma importante visão na tentativa de se estudar ecossistemas e de efetuar planejamentos ambientais.

Existem várias definições de paisagem, dentre as quais destacamos:

- é um espaço na superfície terrestre, consistindo de um complexo de sistemas, formados por atividades de plantas, animais, rochas, ar, água e homem, onde as formas fisionômicas<sup>4</sup> do espaço formam uma entidade reconhecível (Zonneveld, 1979);
- são áreas heterogêneas compostas por agrupamentos (de ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação das terras) que interagem e se repetem de forma similar no espaço formando mosaicos (Forman & Godron, 1986);
- são formas de se realçar interrelações entre aspectos físicos, biológicos e culturais dos sistemas ecológicos, com a finalidade de se adquirir uma compreensão unificada dos sistemas ambientais. Possui também o propósito de mapear e descrever padrões com o objetivo principal de utilizar as informações geradas para ser utilizado por planejadores e tomadores de decisão (Lavers e Haines-Young, 1993; Turner e Gardner, 1991);

---

<sup>4</sup> fisionomia se refere a aparência da paisagem no que se refere aos seus atributos estruturais, funcionais e estéticos (Forman e Godron, 1986)

- um volume de terra, ar e água com limites naturais delineados primariamente por feições da paisagem e fatores climáticos. Isso abrange um conjunto de processos ecológicos naturais, organismos e processos antropogênicos que funcionam contidos em um mesmo volume hierárquico (Gonzalez, 1996).

A ecologia da paisagem enfoca, sobretudo, três características da paisagem (FISRWG, 1998):

- **Estrutura:** relação espacial entre ecossistemas distintos ou entre unidades de paisagem<sup>5</sup> presentes - mais especificamente, a distribuição de energia, matéria e espécies em relação ao tamanho, forma, números, tipos e localização dos ecossistemas. As estruturas fundamentais das paisagens são matriz<sup>6</sup>, fragmentos<sup>7</sup>, mosaicos<sup>8</sup> e corredores<sup>9</sup> (Figura 3.4).
- **Função:** são interações entre elementos no espaço, sendo representada pelos fluxos de energia, informação, matéria e de espécies nos ecossistemas;
- **Mudança:** é a alteração na estrutura e função dos mosaicos ecológicos no tempo.

---

<sup>5</sup> outras palavras utilizadas com significado semelhante: ecótopo, célula da paisagem, geotopo, fácies, habitat e site

<sup>6</sup> áreas (naturais ou antropizadas) maiores e relativamente homogêneas ou aquelas mais conectadas e que desempenham função dominante na paisagem (isto é, fluxo de matéria, energia e espécies)

<sup>7</sup> fragmentos ou 'patches' são áreas não-lineares que diferem da matriz adjacente e se caracterizam pela ruptura da continuidade ou das unidades da paisagem. Os fragmentos variam amplamente em tamanho, formato, tipo, heterogeneidade e características das suas bordas

<sup>8</sup> é um conjunto de fragmentos, nenhum dos quais dominantes o suficiente para se interconectarem ao longo da paisagem

<sup>9</sup> são faixas lineares com larguras variáveis que diferem da matriz vizinha e normalmente possuem a capacidade de conectar populações animais ou vegetais

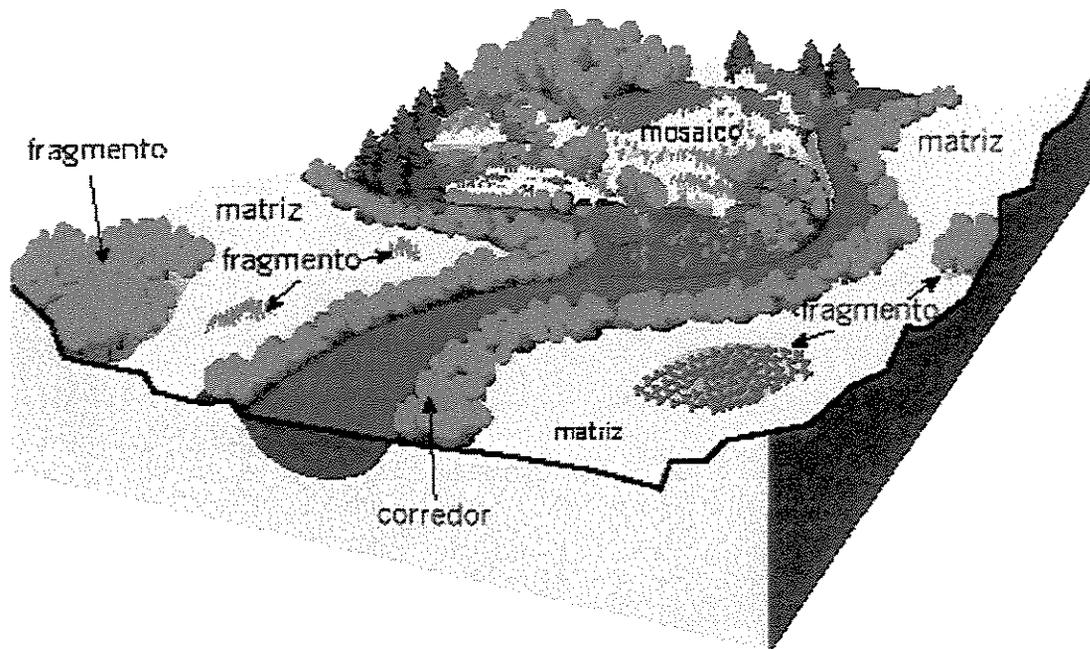


Figura 3.4: A estrutura espacial da paisagem é composta pela matriz, fragmentos, corredores e por mosaicos em várias escalas.

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998)

Unidade da paisagem ou ecótopo, segundo concepção de Naveh & Lieberman (1993), é a menor unidade holística<sup>10</sup> que ainda preserva as características de um território e pode ser caracterizada pela homogeneidade de ao menos um atributo da geosfera (atmosfera, solo, vegetação, rocha, água etc.) desde que não haja variação excessiva de outros atributos. Representa, portanto, a menor unidade mapeável e que serve de base para o planejamento e gerenciamento físico do território.

Dentro da perspectiva ecológica, portanto, unidades de paisagem podem ser consideradas ecossistemas e o estudo e compreensão da estrutura e funcionamento de ecossistemas depende do entendimento dessas unidades fundamentais (Zonneveld, 1989).

<sup>10</sup> holismo se baseia na hipótese segundo a qual a natureza consistiria de um 'todo' ordenado hierarquicamente (Zonneveld, 1989) ou seria ainda a visão segundo a qual todas as entidades físicas e biológicas formam um único sistema interagente e unificado e que qualquer sistema completo seria maior que a soma das partes componentes (Ab'Saber et al., 1997).

Segundo Wessman (1992), a avaliação de padrões da estrutura e funcionamento de ecossistemas não é um processo simples devido às complexas variações e não-linearidades verificadas na dinâmica das paisagens, o qual são fundamentados em dados ecológicos espacialmente distribuídos onde, por serem dinâmicos, variam amplamente no espaço e no tempo.

Em uma bacia hidrográfica existem, comumente, várias paisagens com suas respectivas estruturas e funções. Entre as estruturas, os corredores fluviais apresentam especial interesse na medida em que estes podem atuar como conectores de populações, desempenhando, neste caso, importante função no intercâmbio genético entre unidades de paisagem (FISRWG, 1998).

O corredor fluvial é uma faixa linear de vegetação (vegetação ripária) localizada paralelamente às margens de rios que difere da paisagem adjacente (“matriz”) não apenas pelo seu formato alongado, mas também por um conjunto de características, como: topografia plana, presença de solo hídrico, vegetação adaptada ao estresse hídrico, solo arenoso e/ou com alta concentração de matéria orgânica etc. (Holland, 1996; FISRWG, 1998).

As características dos corredores fluviais, associadas à topografia e às faixas de vegetação, freqüentemente lhes conferem capacidade de atuarem como zonas tampão (‘buffer zones’). Isso porque, enquanto ambientes de transição (ecótonos) entre ecossistemas terrestres e aquáticos, os corredores fluviais atenuam os impactos entre estes ecossistemas (Forman e Godron, 1986; Pinay et al., 1994; Weller et al., 1994; Holland, 1996; Lawrence et al., 1997).

Essa capacidade de atenuação está ligada primariamente ao controle de características hidrológicas da paisagem, que tem o seu fluxo de água convergindo para essa região e concentrando nesta energia e matéria (Phillips, 1996). Como essas áreas atuam como membranas semi-permeáveis que filtram os fluxos que entram e saem de cada elemento adjacente, controlam, por exemplo, o fluxo de água e de nutrientes da bacia de drenagem para o rio e ao longo do próprio rio (Figura 3.5).



Figura 3.5: Esquema do sistema tampão de florestas ripárias.

Fonte: Adaptado de Lowrence et al. (1997)

O escoamento superficial de água e o conseqüente transbordamento do leito fluvial são ambos minimizados quando corredores fluviais se estendem até as áreas mais elevadas do terreno. Isso ocorre porque a associação entre o formato côncavo dos corredores fluviais e a existência de faixas de vegetação tornam o rio e regiões vizinhas melhor adaptados hidraulicamente aos pulsos de água, podendo atuar assim como “buffers” que atenuam e retêm o fluxo d’água (FISRWG, 1998).

A atenuação do fluxo d’água é provocada pelo espriamento da água e pelos troncos de árvores e demais estruturas associadas que ajudam a ‘frear’ o rio. A retenção da água ocasiona a diminuição do volume de água do rio através do maior potencial de evapotranspiração propiciado pela vegetação e pela infiltração da água no solo (Lowrence et al., 1997; FISRWG, 1998).

Além disso, a erosão das encostas adjacentes ao rio e o transporte de nutrientes são inibidos, impedindo o carreamento e, conseqüentemente, o aumento da carga de material em suspensão e assoreamento fluvial. Portanto, as características funcionais desse ecótono evitam a

eutrofização<sup>11</sup>, o qual representa importante fator de agravamento nos índices de qualidade da água principalmente em paisagens fortemente antropizadas (Zonneveld, 1979; Forman e Godron, 1986; Lawrence et al., 1997).

A conectividade e a propriedade “buffer” emergentes da característica estrutural e funcional desse elemento de paisagem decorre do seu equilíbrio auto-ajustador, que evita rupturas radicais nas condições ambientais tanto no sentido longitudinal quanto transversal ao rio (Holland, 1996). Um resumo das funções básicas dos corredores fluviais encontram-se representadas na figura a seguir (Figura 3.6).

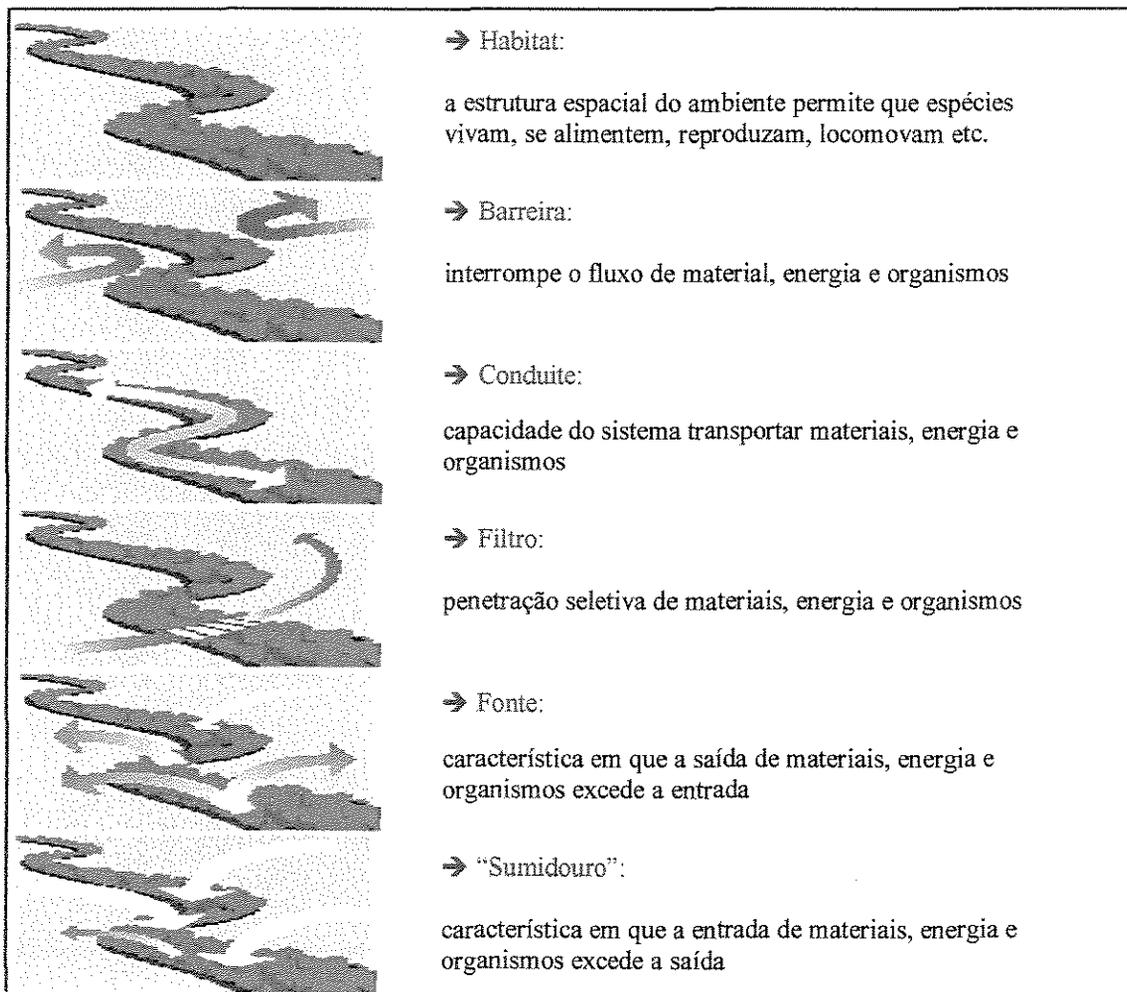


Figura 3.6: Funções básicas atribuídas aos corredores fluviais

Fonte: Adaptado de FISRWG (1998)

<sup>11</sup> processo de aumento da concentração de nutrientes em corpos d’água com efeitos adversos ao ambiente

Ou seja, a estrutura dessa paisagem apresenta variações gradativas dos gradientes ambientais (temperatura, umidade, declividade do terreno) que atenuam os 'efeitos de borda' comumente observados entre unidades de paisagem e possibilita a conexão entre ecossistemas e mesmo internamente ao sistema considerado quando o mesmo apresenta maiores variações funcionais e cuja delimitação não seja evidente (Holland, 1996).

Assim, as matas ciliares que recobrem as águas marginais dos rios, por exemplo, permitem a ocorrência de temperaturas mais baixas e termicamente estáveis garantindo, além disso, suprimento de alimento e nutrientes ao longo do seu curso; o que torna possível que peixes situados em rios de ordens inferiores se desloquem para rios de ordem superior, e vice-versa (Forman e Godron, 1986).

Além disso, estudos de Warner (1996, citado por Mulamoottil et al., 1996) mostram que esses gradientes não encontram-se apenas ao longo da superfície da terra, mas também verticalmente os quais seriam basicamente gradientes temporais na medida em que as mudanças físicas, químicas, hidrológicas e biológicas a que estão sujeitas mudam em função da idade local.

Embora as paisagens naturais não perturbadas sejam ricas em áreas de transição entre ecossistemas adjacentes, a atividade humana tende a eliminar essas mudanças graduais e a produzir limites abruptos (Carter, 1996; Holland, 1996).

Um exemplo disso é o aterramento ou drenagem das várzeas, com a finalidade de dar a estas áreas um uso mais intensivo ou que melhor se adeque ao modelo produtivo-ocupacional em vigor, o qual resulta na passagem brusca de ecossistemas emersos para água, sem passar pelas áreas úmidas ou alagadas.

Desse modo, as características fundamentais dos corredores fluviais e das planícies de inundação tem sido alteradas de várias maneiras, como:

- remoção ou modificação da cobertura vegetal;
- modificação do sistema de drenagem;

- construção de barragens e diques que regularizam as vazões e concentram o fluxo fluvial no seu leito principal etc.

A estabilidade temporal de uma paisagem pode ser verificada pela tendência geral de mudança da sua curva, pela amplitude relativa da oscilação ao redor de uma tendência geral e pelo ritmo da sua oscilação (regular ou irregular), conforme mostrada na figura a seguir (Figura 3.7).

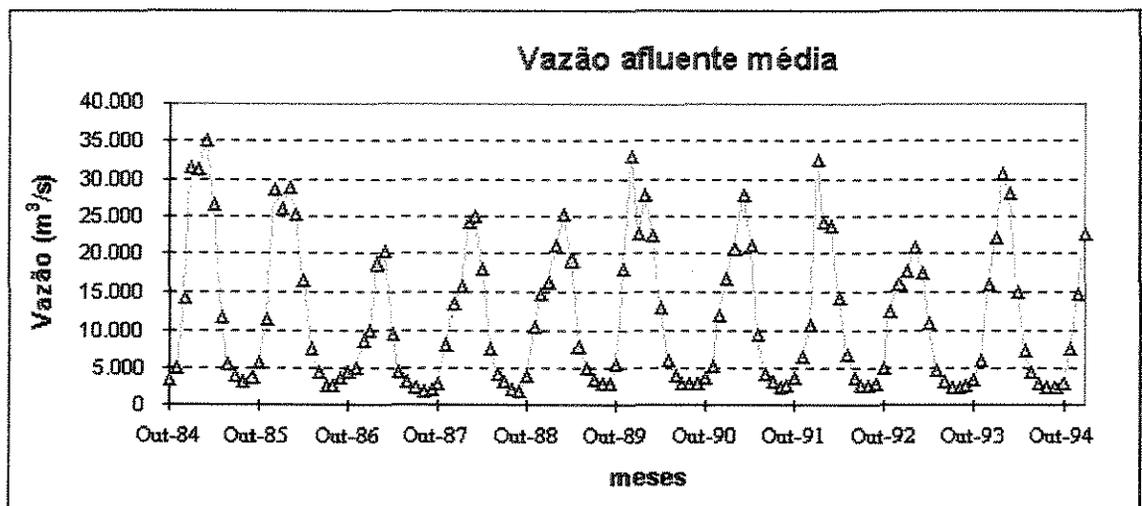


Figura 3.7: curva da vazão média de um rio de elevada ordem (rio Tocantins-Pará)

(Fonte: Adaptado de Silva, 1994)

Embora toda paisagem possua flutuações climáticas sazonais, como em decorrência das mudanças de estações, genericamente, uma paisagem é considerada estável se a variabilidade de longo prazo dos seus parâmetros for significativamente representada no tempo e se a amplitude e o grau de periodicidade das oscilações forem estatisticamente caracterizáveis.

Por extensão, os sistemas biológicos não são absolutamente estáveis, mas oscilam ao redor de uma posição média possuindo assim um equilíbrio dinâmico (ou meta-estável). Distúrbios naturais periódicos, quando atuam com frequência e ao longo de muitos anos ou décadas, deixam de ser distúrbios já que os organismos deverão ser capaz de “prever” as flutuações e se adaptar (Odum, 1969; 1986).

Desse modo, fenômenos sazonais, como picos de pluviosidade e cheia fluvial, fazem parte da “memória” das paisagens conforme pode ser verificado através da sua geomorfologia, notadamente através do formato da planície de inundação.

Em muitos casos, inclusive, muitos ecossistemas, como as várzeas, passam a depender dos processos sazonais advindos como o afluxo de nutrientes, sementes e sedimentos provenientes da lixiviação do solo a montante (Melack et al., 1994; Forsberg et al., 1988).

Dessa forma, na medida em que diques e reservatórios são construídos para regularizar e estabilizar as vazões fluviais, está-se intervindo e modificando processos internos aos sistemas de modo a perturbá-los e romper os ciclos naturais de produtividade e de manutenção dos ecossistemas (Odum, 1978, citado por Odum 1986).

Além disso, como previsto pela teoria do gradiente ambiental a diminuição da área de influência dos rios, restringindo-o ao canal principal, afeta a estabilidade térmica dos ecossistemas próximos na medida em que áreas úmidas e alagadas reduzem os gradientes de temperatura (Holland, 1996).

Embora a modificação da estrutura dos rios seja mais freqüente e profunda nas grandes áreas urbanas (como através da canalização de córregos e rios), em áreas rurais, com intensidade média a alta de uso também ocorre alteração da estrutura fluvial como forma de aumentar a área de plantio ou de criação de animais.

Agregados humanos que culminam com a formação de megalópolis<sup>12</sup> é um fenômeno deste século que tende a se tornar mais freqüente, sobretudo nos países do terceiro mundo (Hinrichsen et al., 1998; UNFPA, 1997; Ezcurra e Mazari-Hiriart, 1996).

As megalópolis são compostas por dois tipos de paisagens interligadas, a urbana e a suburbana, as quais apresentam estrutura organizada e complexa, onde ocorrem grandes fluxos de entrada e saída de matéria, informação e energia.

---

<sup>12</sup> megalópolis ou ecossistemas urbanos emergentes, conforme Naveh e Lieberman (1993)

Esses fluxos compõem redes de informações que interligam todas as partes e governam ou regulam o sistema como um todo, o que permite considerar o sistema como cibernético<sup>13</sup> (Odum, 1986).

Entretanto, devido à elevada dinâmica, oscilações e demandas dessas paisagens, é difícil reconhecer processos de adaptação passo a passo e retroalimentação negativa<sup>14</sup> que culminem em uma situação de equilíbrio ou no princípio cibernético ao qual o associa a “ultraestabilidade” (Naveh e Lieberman, 1993).

Em decorrência da relativa baixa produção e estocagem do sistema, este é menos estável e mais dependente do que outras paisagens, estando ainda sujeito a muitos distúrbios e onde os sistemas de controle interno (políticos, sociais etc) são freqüentemente pouco eficazes para responder aos distúrbios.

As paisagens urbanas são geralmente as mais heterogêneas e as menos compreendidas ecologicamente; usualmente não possuem matriz e os fragmentos são muito freqüentes. As redes e linhas de corredores aumentam a conectividade humana, enquanto os corredores fluviais são mínimos ou inexistentes.

A estrutura em rede da circulação é responsável pelas trocas provenientes do metabolismo das cidades (matéria, energia, serviços, dinheiro). Às rotas de circulação incluem também aquelas que conduzem dejetos líquidos (através de tubulações) ou sólidos (através de veículos).

As cidades possuem dois sistemas ecológicos, espacialmente superpostos e interligados. O primeiro sistema, representado pela produtividade primária urbana (compreendendo hortas, gramas, árvores e plantas em geral), apresenta uma estrutura trófica simplificada, mas pode envolver também herbívoros e carnívoros.

---

<sup>13</sup> cibernético se refere as formas de retroalimentação (positiva ou negativa) que podem promover a estabilidade (homeostase) do meio (natural ou artificial). As funções de controle da natureza são internas ou difusas, ao contrário daquelas concebidas pelo homem.

<sup>14</sup> um exemplo de retroalimentação negativa é a emissão de poluentes atmosféricos para a mesma atmosfera que está sendo respirada, resultando em problemas de saúde para a própria população que originou o distúrbio

O segundo sistema, centrado no homem, envolve entrada de água, alimento e energia e a saída de produtos manufaturados, serviços, calor, dejetos e poluição.

Como resultado, a produtividade líquida média das áreas urbanas são baseadas a princípio na importação massiva de insumos. Entretanto, quando examinadas de forma mais abrangente, essas mesmas áreas apresentam grande eficiência na circulação de dinheiro que apresenta, por sua vez, um fluxo em sentido oposto ao fluxo energético e dos recursos que entram, tornando as áreas urbanas, portanto, exportadores e financiadores de muitos insumos consumidos pela mesma (Odum, 1986).

Conforme anteriormente mencionado, um dos produtos exportados pelas megalópolis são os dejetos metabólicos (como lixo, efluentes aéreos e líquidos). Entretanto, a emissão e dispersão destes, na maioria das vezes na forma de poluentes, tem causado distúrbios e degradado ecossistemas em diversas escalas.

Aproveitando-se de um subsídio energético natural, efluentes domésticos e industriais tem sido lançados nos sistemas de drenagem (rios e riachos), utilizando o fluxo hídrico como mecanismo (vetor) dissipativo e de transporte.

Como a toxicidade desses efluentes é freqüentemente elevada e sua carga normalmente excede a capacidade de diluição fluvial, tem-se como resultado a perturbação do rio em termos de produtividade e biodiversidade (Odum, 1986).

Além disso, o lançamento de efluentes não é constante em volume e não segue uma seqüência regular no tempo, resultando em uma ausência de previsibilidade dos ciclos biogeoquímicos bem como dos sistemas naturais relacionados, tornando o sistema instável, pouco persistente<sup>15</sup> e com baixo poder de recuperação ou resiliência<sup>16</sup> (Abbruzzese e Leibowitz, 1997).

---

<sup>15</sup> é uma medida da estabilidade e se refere ao período de tempo em que certa característica de uma paisagem permanece presente

<sup>16</sup> é a capacidade do sistema retornar ao estágio anterior à mudança. É medido como o tempo necessário para retornar ao ponto anterior à mudança

O processo de modificação das paisagens atingiu nas últimas décadas proporções e velocidade inéditas na história da humanidade, ao qual têm vindo associado também a severas mudanças nos ciclos biogeoquímicos globais (Schelesinger, 1994).

Como consequência, a dinâmica imposta a esses ciclos não tem permitido que os lentos processos evolutivos tenham tempo para ajustar os ecossistemas às mudanças sofridas, aumentando assim o risco de se romperem limites de metaestabilidade.

Um desses limites seria o clima, componente ambiental de elevada complexidade e dinâmica, cuja grande estabilidade global tem servido de referência, até o momento, como um dos principais delineadores e indicadores de macropaisagens (Forman e Godron, 1986).

Assim, embora as mudanças sejam fenômenos integrantes de processos evolutivos, as múltiplas alterações decorrentes de ações antrópicas tem gerado um conjunto de mudanças cumulativas, as quais, podem ser associadas, inclusive, a impactos de grandes proporções na medida em que estão alterando um dos atributos ambientais mais estáveis e significativos, qual seja, o clima.

Com efeito, tem-se interferido em um dos elementos-referência da ecologia da paisagem, ao lado da geologia, geomorfologia, vegetação e ações antrópicas, os quais tem sido utilizados para iniciar a divisão de paisagens em unidades menores (Zonneveld, 1979).

### 3.3 - Qualidade de água e Áreas alagadas

Tanto do ponto de vista econômico e social quanto ambiental, a água possui caráter estratégico. Embora este recurso renovável apresente potencial para múltiplas formas de uso, a prioridade de determinadas formas de uso em detrimento de outras, associado ao seu manejo incorreto, tem comprometido a quantidade e qualidade do mesmo tornando-o na prática um recurso limitado e de uso restrito (Mancuso, 1992; Pereira de Souza, 1993; Teixeira, 1994).

Devido ao nível de degradação da água em algumas bacias hidrográficas e aos custos associados a sua recuperação e reutilização - sobretudo nas regiões densamente habitadas e industrializadas -, tem sido utilizados “sistemas especialmente concebidos” para a produção de processos em que os princípios da simbiose de espécies, ciclagem e regeneração de substâncias em sistemas ecológicos sejam aplicados (Ma, 1988).

Um desses sistemas seriam as áreas úmidas e alagadas, naturais ou artificiais, denominadas, genericamente, “wetlands”. Nos dias atuais, o uso de áreas alagadas é apresentado como uma tecnologia ambiental que pode contribuir significativamente para uma mais adequada gestão das águas, não apenas por possibilitar uma considerável diminuição dos custos no tratamento da água e permitir o seu reuso, mas também por aproximar a sua utilização dos conceitos de sustentabilidade<sup>17</sup> (King, 1998; Costanza, 1991; Costanza et al, 1989).

Essas áreas se caracterizam, entre outros aspectos, por apresentarem:

- elevada produção de biomassa vegetal e animal e acúmulo de carbono orgânico e nutrientes (Amoros et al., 2000; Esteves, 1998; Dorge, 1994; Mitsch e Gosselink, 1995; Yavitt, 1997);
- reserva de espécies aquáticas nativas (Straskraba, 1994; Duffy, 1994);
- manutenção da biodiversidade e da vida selvagem (Duffy, 1994; EPA, 1996; Boynton, 1997; Mccuskey et al., 1997);
- elevada eficiência na melhoria da qualidade da água, com remoção inclusive de agrotóxicos, metais pesados, fenóis etc. (Mitsch e Reeder, 1991; Teal e Peterson, 1993; Mitsch, 1994; Gren et al., 1995; EPA, 1996; Yeakley et al., 1997; Lowrence et al., 1997);
- controle de inundações (Duffy, 1994; Gren et al, 1995; EPA, 1996);
- proteção das margens dos rios, reservatórios e das linhas de costa em geral (Straskraba, 1994);

---

<sup>17</sup> sustentabilidade: entendido como a conservação dos recursos naturais, dos valores culturais e dos equilíbrios ecológicos de modo a satisfazer as necessidades atuais das populações e preservar seu potencial para as futuras gerações (Leff, 1993)

- contribuição à regeneração qualitativa e quantitativa das águas subterrâneas (Sampat, 2000; Lowrence et al., 1997; Gren et al., 1995);
- redução dos níveis de emissão de gases nocivos a camada de ozônio - como, por exemplo, o N<sub>2</sub>O (Pfadenhauer, 1994) e emissão de gases que contribuem para o aumento do efeito estufa - como, por exemplo, o metano (Benyus, 1995; Novo e Tundisi, 1994; Schulz et al., 1990).

Uma das características de maior interesse no uso das áreas alagadas no que se refere a gestão dos recursos hídricos é o fato desses ecossistemas atuarem como filtros naturais e de serem capazes de promover a melhora da qualidade da água (Dorge, 1994; Grove e Silberman, 1995).

Tendo-se em vista esta característica, nas últimas décadas esses ecossistemas tem sido utilizados e “melhorados tecnologicamente” como parte de processos destinados ao reuso da água (Kadlec & Knight, 1996; Young, 1996; Mitsch, 1995; Zachritz II & Jacquez, 1993; Odum et al., 1977).

Essa propriedade das áreas alagadas se deve a um conjunto de fatores, como a estrutura morfométrica (grandes superfícies alagadas relativamente à baixa profundidade média e elevado índice de desenvolvimento das margens), bem como pela presença de vegetação (mata ciliar e macrófitas) que propiciam, numa primeira etapa, a diminuição da hidrodinâmica dos sistemas aquáticos em geral e aumento do tempo de residência hidráulica.

A diminuição da hidrodinâmica provoca a retenção da carga sólida originada do escoamento superficial de água das terras emersas adjacentes e ocasiona a decantação dessa carga (sedimentos em suspensão) no leito dos rios. Além disso, propiciam a retirada de um amplo espectro de elementos potencialmente nocivos que se encontram usualmente adsorvidos aos sedimentos orgânicos e inorgânicos (silte e argila), como os metais pesados, fertilizantes e pesticidas (Grove e Silberman, 1995; Kadlec & Knight, 1996).

Segundo Mitsch e Gosselink (1995), a porcentagem de sedimento retido nas áreas alagadas construídas varia de 88 a 98% e a porcentagem de fósforo retido varia de 63 a 98%, o que demonstra a elevada eficiência desses sistemas como retentores de materiais.

A grande superfície de contato do substrato com a água (relativamente ao pequeno volume de água), além das grandes cargas de nutrientes provenientes dos rios e das margens, baixa profundidade e elevada incidência solar por metro cúbico de água - com conseqüente aquecimento da água e aumento da taxa de fotossíntese -, provocam o aumento do metabolismo das áreas alagadas e favorecem não apenas a proliferação de macrófitas aquáticas, mas também o aparecimento de bactérias, fungos, plâncton e perifiton<sup>18</sup> que provocam aumento considerável da produtividade e da biomassa do sistema (Benyus, 1995; Silva, 1994).

A capacidade das áreas alagadas atuarem como filtros naturais se deve também a um conjunto de fatores como: elevada taxa de decomposição possibilitada pela ação de fungos e bactérias; intensa absorção de nutrientes pela comunidade local (microorganismos, algas, macrófitas, animais etc) e; eficiente capacidade de retenção de compostos orgânicos e inorgânicos (Mitsch e Gosselink, 1995; Rieck et al., 1996).

Segundo Schelesinger (1994), as áreas alagadas são o principal ecossistema na ciclagem biogeoquímica do Planeta, onde os nutrientes são retidos e/ou transformados, não apenas devido à ação da hidrodinâmica e biota, antes mencionada, mas também em conseqüência da ação química através do baixo potencial de óxido-redução (potencial REDOX).

Este baixo potencial REDOX, sobretudo próximo ao sedimento de fundo (freqüentemente orgânico e anóxico), propicia a troca iônica e “aprisionamento” dos nutrientes e de outros compostos químicos (Conyers, 1984; Hollick, 1981; Mitsch e Reeder, 1991; Teal e Peterson, 1993; Pandey et al., 1997).

Como resultado desse processo, mais de um terço do carbono existente em solos do mundo encontram-se em áreas alagadas e esse carbono, na forma de carvão, representa em dias atuais a principal fonte de energia para diversos países do mundo (Devol et al., 1990).

Esse acúmulo de materiais implica também em um estoque de elementos cuja extração e manejo deve ocorrer com cautela e técnicas mitigadoras, sob risco de liberar para o ambiente os nutrientes até então aprisionados (Benyus, 1995).

Por outro lado, mecanismos naturais como a decomposição anaeróbia do sedimento orgânico, contribuem para a emissão de importantes gases potencialmente intensificadores do efeito estufa, como o gás sulfídrico, dióxido de carbono e, principalmente, o metano (Devol et al., 1990; Schulz et al., 1990; Tie et al., 1991; Novo e Tundisi, 1994).

O metano tem sido alvo de importantes estudos nos últimos anos, tendo-se em vista que este retém 25 vezes mais calor do que o dióxido de carbono, sua concentração têm aumentado duas vezes mais rápido do que o dióxido de carbono (1% ao ano) e, em dias atuais, 12% do aquecimento global tem sido atribuído ao mesmo (Benyus, 1995).

Parte da preocupação em relação ao metano deve-se ao fato deste elemento não desempenhar nenhuma função relevante no ciclo da maioria das espécies como, por exemplo, através de processos fotossintéticos, o qual poderia atuar capturando e armazenando carbono na forma de biomassa vegetal.

Além disso, em função da capacidade dos ecossistemas alagados reterem progressivamente compostos químicos, estes ambientes podem induzir à reações sinérgicas<sup>19</sup> que resultem em produtos potencialmente nocivos ao meio ambiente e à saúde pública através da bioacumulação e biomagnificação. E, em se tratando de áreas urbanas fortemente industrializadas e sujeitas a inúmeros compostos químicos (novos e antigos), esses efeitos deletérios ainda são pouco conhecidos e difíceis de serem mensurados (Helfield e Diamond, 1997).

---

<sup>18</sup> são algas que vivem fixas em algum substrato (Wetzel, 1983)

<sup>19</sup> sinérgismo consiste na combinação de fatores que resulta na produção de efeitos adicionais (positivos ou negativos) (Odum, 1986)

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO E HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia de drenagem do rio Cotia localiza-se a oeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), entre as latitudes S 23° 48' 17'' e S 23° 31' 41'' e longitudes W 46° 49' 25'' e W 47° 01' 09'', ocupando uma área aproximada de 256 Km<sup>2</sup> da margem esquerda da bacia do Alto Tietê (Figura 4.1).

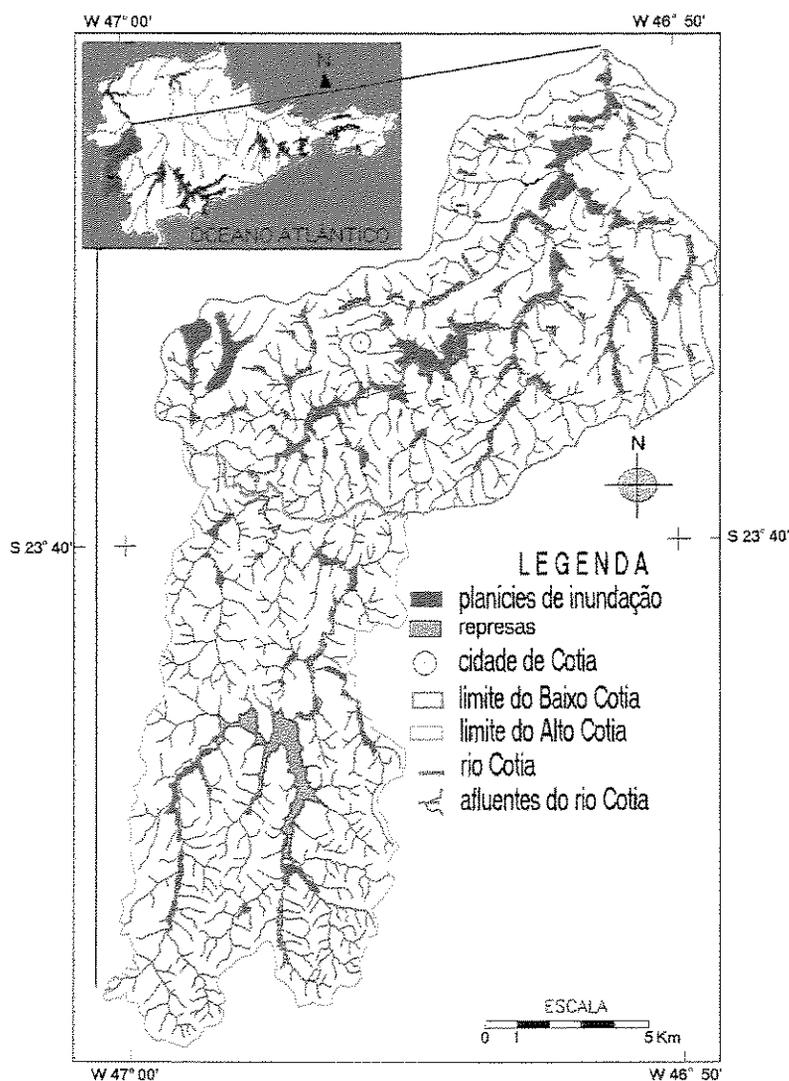


Figura 4.1: Localização da bacia hidrográfica do rio Cotia na bacia do Alto Tietê, com a identificação de sua rede de drenagem e planícies de inundação.

(Fonte: Modificado de SABESP, 1997-a)

O rio Cotia nasce na Serra do Chiqueiro (Paranapiacaba) — divisor de águas da bacia do rio Guarapiranga. Apresenta baixa vazão média ( $3,3 \pm 4,3$  litros/s) (Sabesp, 1998), é pouco profundo (aproximadamente 0,4 metros), sinuoso e de ordem 5 (método de Horton-Strahler), apresenta canal de drenagem simples e seu padrão de drenagem é do tipo dendrítico. A formação rochosa da bacia de captação é pouco variável, com predomínio de gnaisses (80%) (Sabesp, 1997-a).

A precipitação e conseqüente erosão e transporte de solos para regiões mais baixas, no caso, adjacentes ao rio Cotia, foi o principal mecanismo responsável pelo surgimento dos depósitos aluviais que culminaram com a formação das planícies de inundação e áreas alagadas associadas desse rio, as quais ocupam  $16,5\text{Km}^2$  ou 7% da bacia (Sabesp, 1997-a).

Essa região é usualmente composta por camadas intercaladas de sedimentos orgânicos e inorgânicos, originadas por processos deposicionais sucessivos e periódicos. Por serem pobremente drenados, a carência de oxigênio tende a preservar restos orgânicos ou a reduzir sua velocidade de decomposição.

Sua bacia de captação pode ser dividida em Alto e Baixo Cotia. O Alto Cotia encontra-se em grande parte recoberto por remanescentes da Mata Atlântica - Floresta Ombrófila Densa da Reserva Estadual de Morro Grande (Fundação SOS Mata Atlântica, 1998) —, a qual corresponde a 53% da área da bacia e faz parte do município de Cotia.

A Reserva do Morro Grande (Alto Cotia) - maior área florestal urbana do Brasil -, foi declarada reserva florestal estadual em 1979. Em 1981, esta área foi tombada pelo CONDEPHAAT. Com o advento da Conferência Rio-92 e a criação da Agenda 21 assim como dos Tratados do Fórum Global, a reserva do Morro Grande foi considerada como área-núcleo da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da cidade de São Paulo pela UNESCO.

O Baixo Cotia é composto por um mosaico complexo e diversificado de usos e ocupações, apresenta alta taxa de ocupação urbana, cerca de quatrocentas indústrias e pequenos trechos florestados e/ou reflorestados (Sabesp, 1998). O município de Cotia representa parte predominante dessa área (73%), sendo o restante da área ocupada pelos municípios de Barueri, Embú, Vargem Grande Paulista, Jandira e Itapevi.

A população do município de Cotia era de aproximadamente 136.000 habitantes em 1998 e apresentou elevada taxa de crescimento populacional (217% entre 1980 e 1998), enquanto a da RMSP se situou em 137% (SEADE, 2000).

A partir do limite que separa o Alto do Baixo Cotia, as águas de contribuição natural do rio Cotia e seus afluentes recebem cargas poluentes de esgotos domésticos, efluentes industriais e águas residuárias urbanas não-tratadas, geradas na própria sub-bacia. Além da carga de esgotos domésticos produzida em sub-bacias adjacentes e transposta para a bacia do rio Cotia.

Parte dessas águas poluídas (classificadas como água tipo IV), seguem para uma represa onde são captadas e tratadas na estação de tratamento de água (ETA) do Baixo Cotia. A água fluvial não captada pelo Sistema Baixo Cotia percorre mais 900 metros e desemboca no rio Tietê, na altura da Rodovia Castelo Branco.

## 4.2 DESCRIÇÃO DOS MATERIAIS E MÉTODOS

Inserido em uma proposta de planejamento integrado dos recursos hídricos da bacia do rio Cotia, esse trabalho foi concebido e desenvolvido a partir de dois eixos fundamentais: um relativo à 'avaliação das paisagens' (item 4.2.1) e o outro relativo à 'avaliação das características da qualidade da água' (item 4.2.2) (cf. esquema a seguir - Figura 4.2).

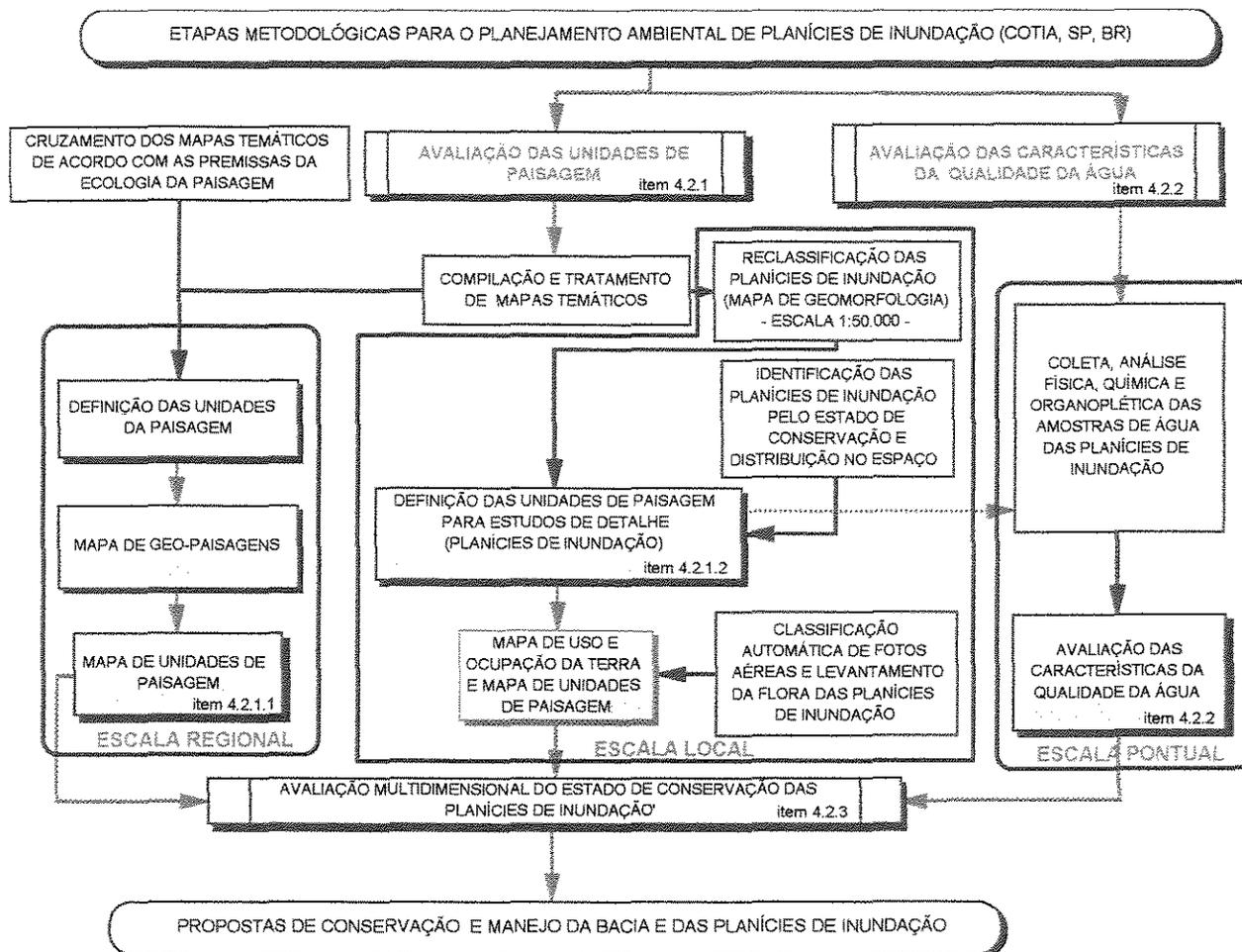


Figura 4.2: Diagrama esquemático com as principais etapas desse trabalho. As caixas vermelhas designam o método empregado e as azuis os produtos resultantes ou o título do item considerado.

As informações geradas por ambos os eixos foram interrelacionadas. Como resultado dessas interpretações, foi proposto um conjunto específico de orientações relacionadas às características de complexidade da estrutura de cada paisagem.

#### 4.2.1 Avaliação das unidades de paisagem

Análises convencionais de bacias de drenagem e planícies de inundação segundo a perspectiva territorial, freqüentemente apresentam limitações quanto à possibilidade de inter-relacionar os diferentes compartimentos que os compõem, dificultando assim o estabelecimento de visões integradas do meio.

Com a finalidade de articular esses compartimentos tanto quanto possível e ampliar a possibilidade de integração de dados de modo a aproximar sua interpretação segundo uma unidade holística pretende-se incorporar, nesse contexto, conceitos de paisagem.

Como parte da premissa de se elaborar um planejamento ambiental estruturado, desenvolveu-se uma proposta metodológica baseada nos princípios da ordenação territorial e otimização do potencial de áreas alagadas, voltada para regiões onde a disponibilidade e acesso a água sejam um fator limitante.

Uma vez definido o problema (disponibilidade e acesso à água) e o elemento de referência (áreas alagadas de planícies de inundação) para proceder-se à análise do referido problema, foram utilizados princípios da teoria da hierarquia de sistemas a fim de se sistematizar procedimentos de análise multi-escalar do ambiente (O'Neill et al., 1986).

Desse modo, uma vez definidas três planícies de inundação simultaneamente como elementos e locais de referência segundo uma dada escala (local), as mesmas foram desmembradas em dois níveis de análise em função de suas respectivas escalas adjacentes: ascendente (ou nível +1) e descendente (ou nível -1) (cf O'Neill, 1988) (Figura 4.3).

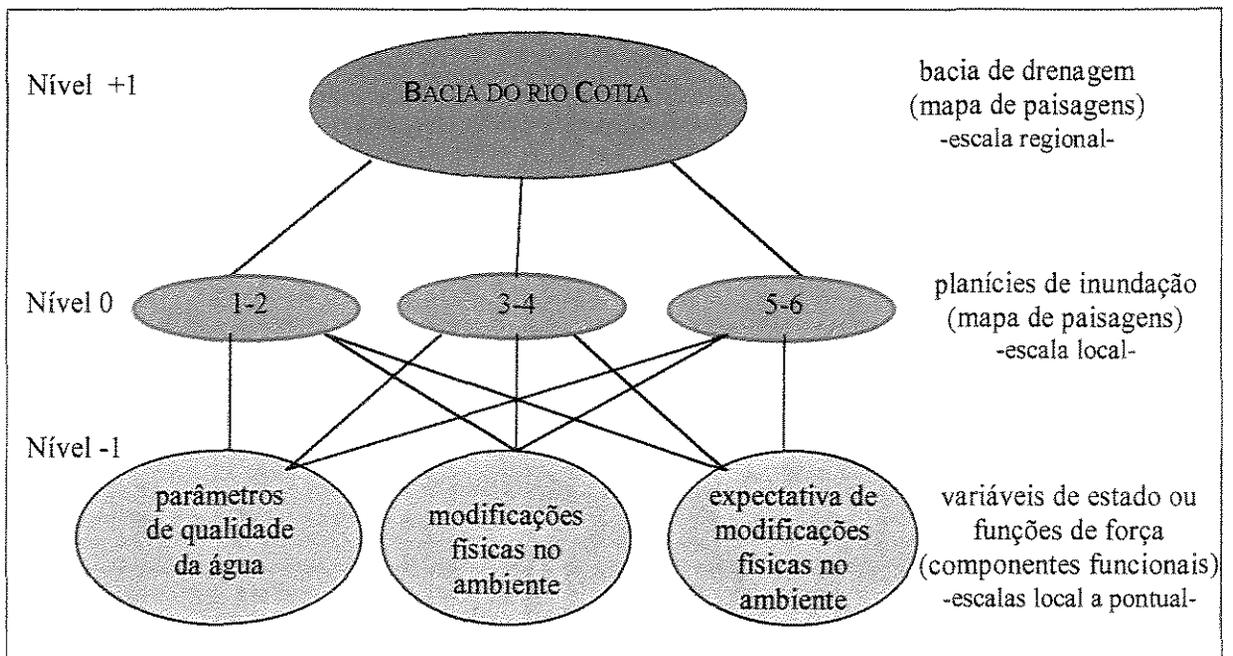


Figura 4.3: Relações entre níveis em um sistema hierárquico. O nível de interesse está no centro do diagrama (nível 0) e corresponde, no caso, às planícies de inundação (paisagens locais). A dinâmica do nível 0 será restringida, delimitada e controlada pelo nível mais alto (nível +1). O nível 0 pode ser sub-dividido em vários componentes ou variáveis de estado (nível -1), onde interações entre esses componentes fornecem explicações aos fenômenos do nível 0.

(Fonte: Modificado de O'Neill, 1988)

Para procederem-se articulações mais coerentes entre as diferentes escalas e permitir análises integradas condizentes com a dinâmica espaço-temporal inter e intra-escalar, foram utilizados princípios da Ecologia da Paisagem.

Assim, cada escala (regional e local) teve seus atributos estruturais examinados segundo a lógica do ordenamento territorial para, numa segunda etapa, adotarem-se procedimentos metodológicos compatíveis respectivamente com a elaboração do mapa de paisagens regional e local.

Após a obtenção de vários mapas intermediários resultantes da sobreposição dos planos de informação foi confeccionado, em nível regional, um mapa de paisagens. Em nível local foram produzidos três mapas de uso e cobertura da terra das planícies de inundação anteriormente mencionadas; cujas classes temáticas foram posteriormente agrupadas de modo a se obter as paisagens locais.

As informações relativas ao nível hierárquico inferior (-1), cujos dados variaram desde a escala local até pontual, tiveram sua metodologia apresentada e descrita de forma diversa da anterior. Devido às especificidades dos dados relativos aos parâmetros de qualidade de água, bem como em função dos tipos de informações necessárias para avaliar segmentos da bacia de captação responsáveis por mudanças nas planícies de inundação.

Apresenta-se a seguir a seqüência utilizada na elaboração dos mapas anteriormente mencionados.

#### 4.2.1.1 Mapa de unidades de paisagem (escala regional)

Foi considerado como paisagem regional a área contida na bacia do rio Cotia, cuja escala de avaliação corresponde ao Nível +1 (conforme apresentado na Figura 4.3).

Baseando-se em Forman & Godron (1986), foram selecionados quatro mapas temáticos (geologia, geomorfologia, pedologia e uso e ocupação da terra), cujas informações foram consideradas referência para a escala regional uma vez acreditar-se que seus atributos (em conjunto) são os que melhor definem as características territoriais da área estudada.

Os mapas anteriores foram, originalmente, confeccionados para o “Projeto de Reabilitação do Sistema Baixo Cotia” (SABESP, 1996-b; SABESP, 1997-a), em que os dados vetoriais foram digitalizados utilizando o programa AutoCAD (Versão 13).

Posteriormente, os mapas foram exportados no formato DXF para o módulo de importação de imagens (IMPIMA) existente no ‘Sistema de Processamento de Imagens Georreferenciadas’ — SPRING, Versão 3.0 (SPRING, 1998).

As características cartográficas dos mapas digitais georreferenciados compilados no formato SPRING (GRB), são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 : Características cartográficas dos mapas temáticos utilizados

CARACTERÍSTICAS	DESCRIÇÃO
Sistema de Projeção	UTM/Hayford
Datum	Horizontal: Córrego Alegre; Vertical: Marégrafo de Imbituba
Meridiano Central	45 W Gr.
Declividade Magnética (1981)	Declividade Magnética (1981): 16° 54' W / Variação anual: 8' 50''
Retângulo Envolvente	X1: 294000; Y1: 7365800; X2: 314000; Y2: 7398000
Escala	1:50.000 (excessão para o mapa de ‘uso e ocupação da terra’, cuja escala utilizada foi 1:25.000)
Resolução	X: 20 metros; Y: 20 metros
Ano de Referência	1994 (apenas para o mapa de ‘uso e ocupação da terra’)

Os mapas de geologia, geomorfologia e pedologia - anteriormente mencionados, foram utilizados sem modificação em suas classes (Figura 4.4).

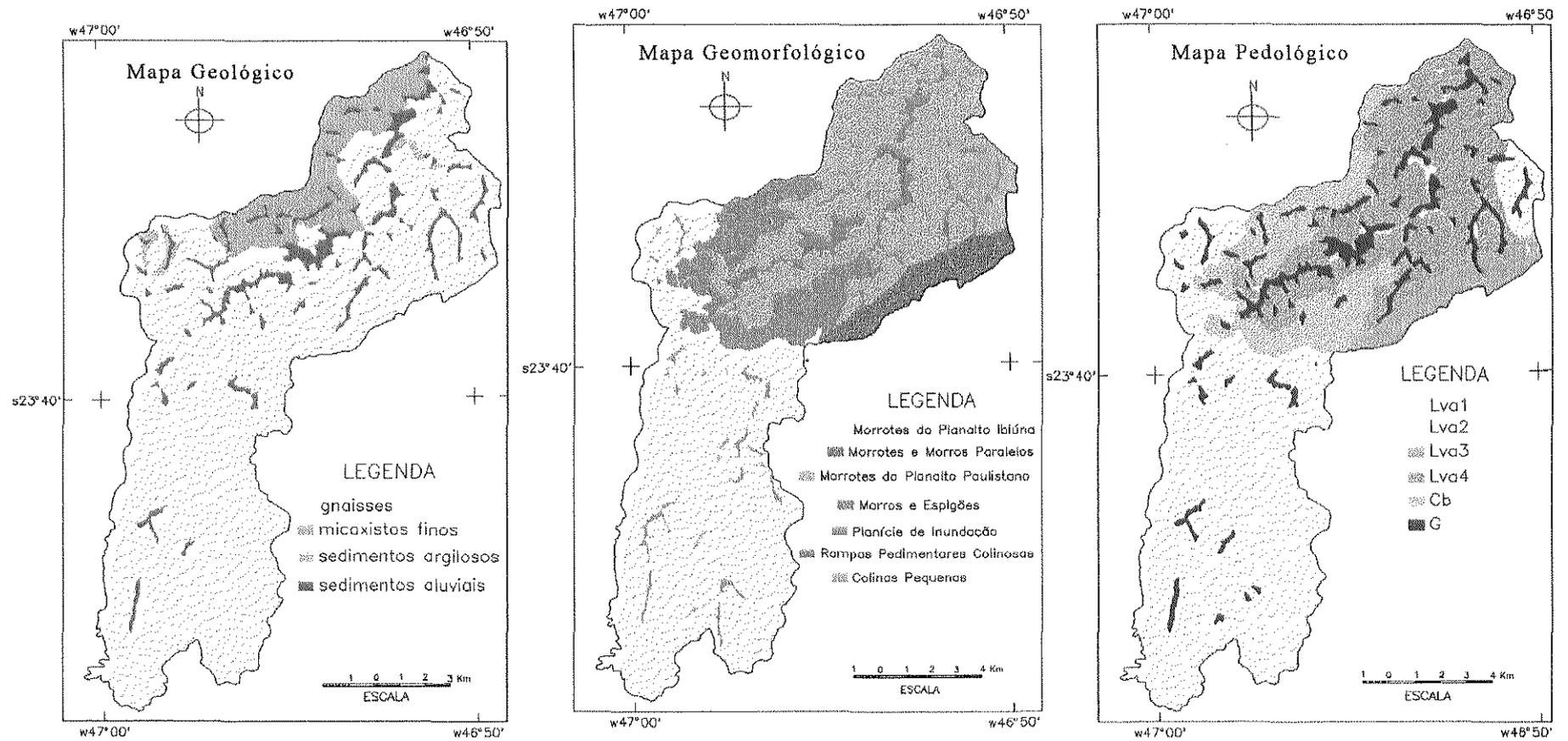


Figura 4.4: Mapas de geologia, geomorfologia e pedologia.

(Fonte: Modificado de SABESP, 1997-a)

O mapa de uso e ocupação da terra ('uot') foi reclassificado, de modo que as vinte e seis classes originais fossem reagrupadas em sete classes (Tabela 4.2). Esse procedimento teve a finalidade de sintetizar informações para adequá-las aos objetivos do trabalho e reduzir a quantidade de informação (classes e polígonos) resultante das sobreposições subseqüentes.

O critério utilizado para reagrupar as classes levou em consideração o potencial poluidor das classes no que se refere ao tipo (qualidade) e quantidade de poluição, bem como a natureza - pontual ou não-pontual - da fonte poluidora.

Tabela 4.2: Classes originais e finais do mapa de 'uot'.

Número da classe original	Classes originais de 'uot'	Número da classe final	Classes finais de 'uot' (características)
1	Área Urb. Densamente Ocup. Pop. Baixa Renda	1	<b>Área urbana com alta, média e baixa densidade de ocupação e baixa e média renda</b>  (esgoto doméstico usualmente captado por tubulações da rede de coleta, sendo posteriormente lançado em afluentes do rio Cotia)
2	Área Urb. Densamente. Ocup. Pop. Média Renda		
3	Área Urb. com Média Densidade Ocupação Pop. Baixa Renda		
4	Área Urb. com Média Densidade Ocupação Pop. Baixa Renda		
5	Área Urb. com Baixa Densidade de Ocupação Pop. Média Renda		
6	Área Urb. com Baixa Densidade Ocupação Pop. Baixa Renda		
7	Áreas Verdes Urbanas		
8	Loteamentos (Média e Baixa Renda)		
9	Conjuntos Habitacionais		
10	Área Urb. com Baixa Densidade Ocupação Pop. Baixa Renda		

11	Área Urb. com Média Densidade Ocupação Pop. Alta Renda	2	<b>Área urbana com média e baixa densidade de ocupação e alta renda</b>
12	Área Urb. com Baixa Densidade Ocupação Pop. Alta Renda		(esgoto doméstico usualmente coletado em fossas sépticas)
13	Áreas Industriais	3	<b>Distritos Industriais e infra- estrutura de potencial poluente</b>
14	Áreas Mineradas		(efluentes inorgânicos usualmente lançados diretamente nos rios)
15	Aterro Sanitário		
16	Áreas Agrícolas/floricultura	4	<b>Usos diversos (agro-pecuária)</b>
17	Áreas Agrícolas/horticultura		(fontes não-pontuais com fortes insumos agrícolas)
18	Reflorestamento		
19	Áreas de Criação Animal/aviário		
20	Áreas de Criação Animal/haras		
21	Campo Antrópico	5	<b>Campo antrópico</b>
22	Cob. Veg. Predom. Arbustiva		(lixiviação da camada inorgânica do solo)
23	Campo com Árvores Isoladas		
24	Mata Alterada	6	<b>Mata alterada</b>
25	Mata Degradada		(lixiviação da camada inorgânica e orgânica do solo)
26	Mata Preservada	7	<b>Mata preservada</b>
			(principalmente lixiviação da camada orgânica do solo)

(Fonte: Modificado da SABESP, 1998).

O resultado da reclassificação anterior pode ser visto na figura a seguir (Figura 4.5).

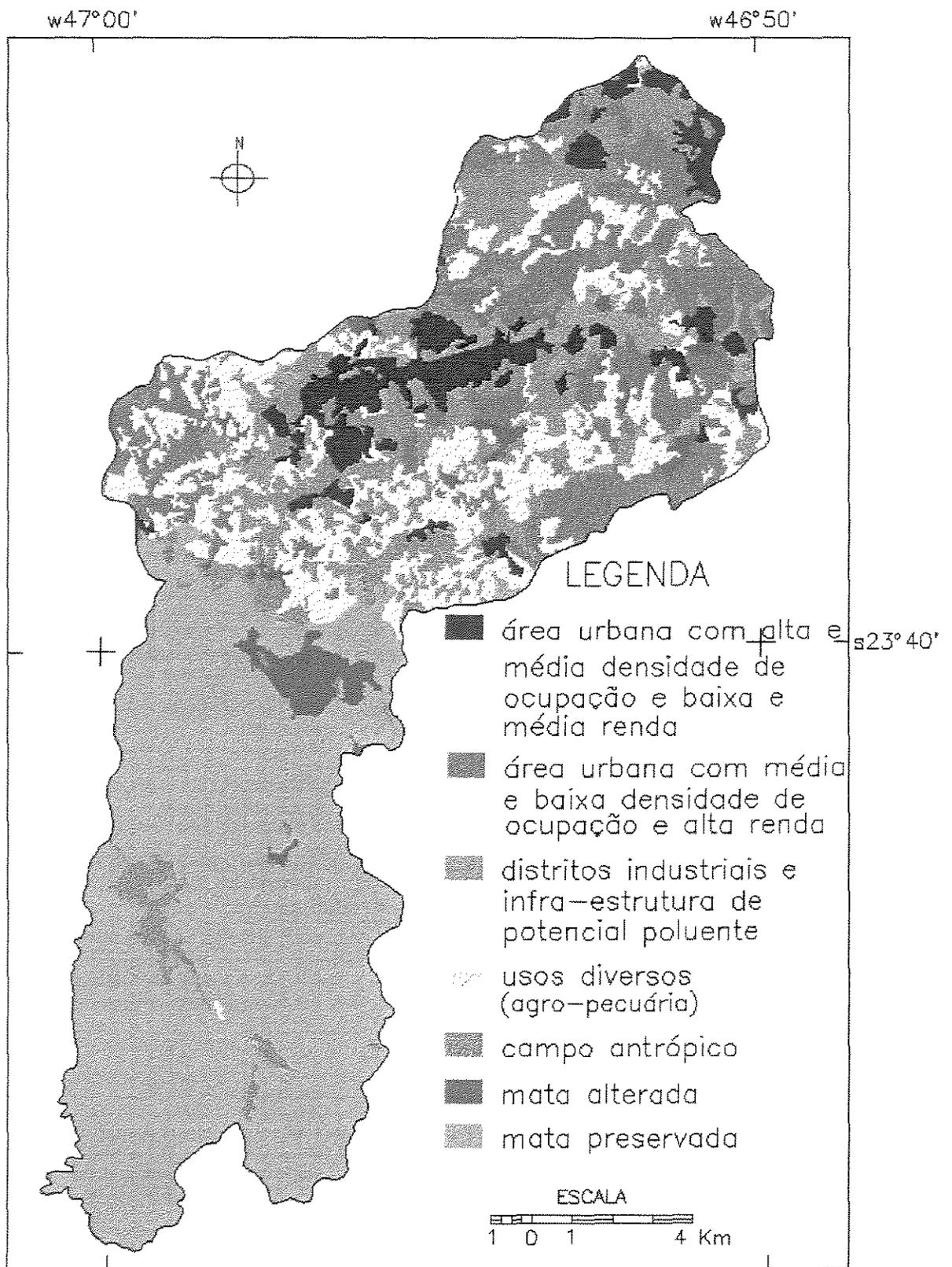


Figura 4.5: Mapa de uso e ocupação da terra.

(Fonte: Modificado de SABESP, 1997-a)

A seqüência lógica utilizada para a sobreposição dos quatro mapas anteriores foi baseada no grau de estabilidade temporal atribuído a cada plano de informação. Assim, como os atributos geológicos mudam em média mais lentamente do que, por exemplo, os atributos geomorfológicos que por sua vez são menos dinâmicos do que os atributos pedológicos, a sobreposição dos PIs ocorreu par-a-par e na seqüência mostrada na figura a seguir (Figura 4.6).

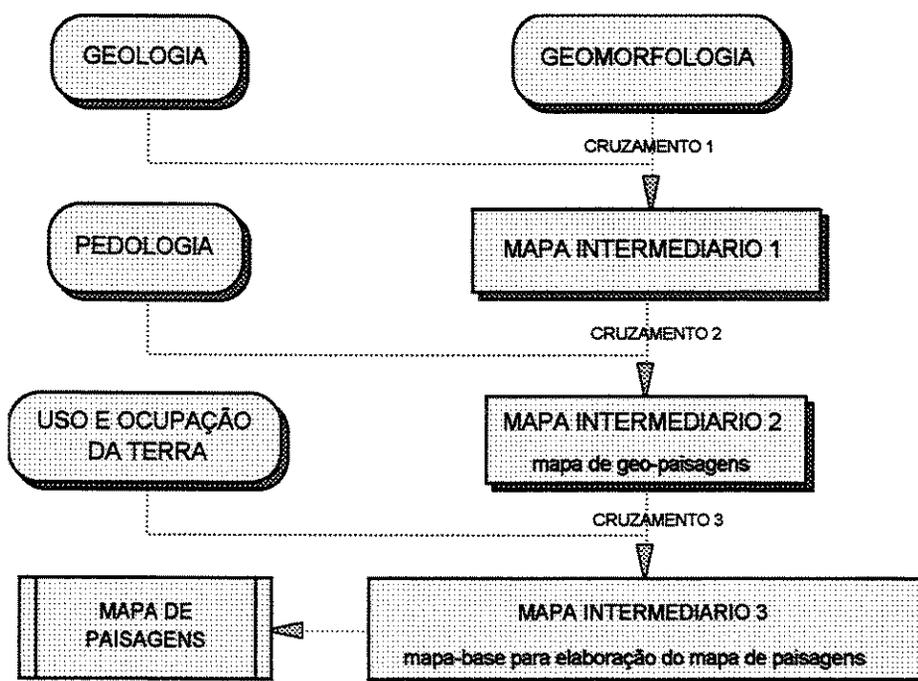


Figura 4.6: Seqüência das sobreposições utilizadas para se obter o mapa-base para elaboração do mapa de paisagens.

Cada sobreposição anterior foi efetuada a partir da confecção de programa específico a partir da utilização de sentenças ou ‘regras’ (linhas de comando) do Módulo de ‘Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico’ (LEGAL), ferramenta esta existente no SPRING. Dessa forma, os PIs temáticos utilizaram a representação matricial para permitir as operações algébricas (‘Booleaneas’).

Após a obtenção do ‘mapa intermediário 3’ procedeu-se à filtragem espacial dos polígonos que apresentaram áreas ‘isoladas’ menores do que 1600 m<sup>2</sup> (2 x 2 pixels), a qual teve como finalidade homogeneizar o aspecto visual da imagem e remover possíveis ruídos

causados por efeitos de borda resultantes de imprecisões decorrentes das sobreposições entre os quatro mapas utilizados. O método de filtragem utilizado foi o ‘vizinho mais próximo’, com matriz de tamanho 3x3 (SPRING, 1998).

O mapa de unidades de paisagens foi elaborado ‘manualmente’, a partir de agrupamentos do conjunto de polígonos gerados da última sobreposição (‘mapa intermediário três’). Para procederem-se às sobreposições anteriores foram utilizados basicamente dois critérios:

- em regiões específicas a presença de determinada geo-unidade de paisagem (‘mapa intermediário 2’) ou de um vetor de desenvolvimento (acessos viários), podem concentrar internamente ou agregar ao redor de si mosaicos de polígonos heterogêneos cuja existência e/ou permanência ocorre principalmente em função das estruturas anteriormente mencionadas (ou seja, das geo-unidades de paisagem ou dos acessos viários);
- foram identificados no ‘mapa intermediário 3’ os elementos-referência com maior dominância, ou seja, os polígonos com maior área ou conectividade, ao qual encontravam-se associados a uma determinada classe que dominava e dava a tônica à paisagem regional.

#### 4.2.1.2 Mapa de unidades de paisagem (escala local)

Considerado o objeto central da presente hierarquia de sistemas (nível 0), as planícies de inundação da bacia do rio Cotia foram inicialmente identificadas através do mapa de geomorfologia. Posteriormente, as planícies de inundação foram localizadas *in situ* com o auxílio de um mapa-guia e de um sistema de posicionamento global (GPS - modelo 38 da GARMIM).

No trabalho de campo foram analisados o padrão e distribuição de uso e ocupação da terra à montante, nas adjacências e internamente às planícies de inundação. Além disso, estas foram avaliadas em função do aparente grau de conservação ambiental cuja combinação representasse a diversidade de cada área.

Sobre esse tema, foram realizadas ainda outras considerações que permitissem interpretar as planícies tanto sob a perspectiva de 'paisagens', quanto no que se refere ao potencial dos sistemas alagados internos às planícies de inundação promoverem a melhora na qualidade da água fluvial.

Assim, adicionalmente ao histórico regional de uso das planícies, foram considerados relevantes na escolha dos locais destinados às medidas de eficiência dos sistemas, os seguintes aspectos:

- tipos de fontes pontuais e não-pontuais de poluição;
- área e distribuição das planícies de inundação ao longo de todo o curso fluvial e;
- série histórica de qualidade da água em vários segmentos do rio.

A Figura 4.7 mostra as planícies de inundação escolhidas de montante para jusante e denominadas, respectivamente, 1-2, 3-4 e 5-6.

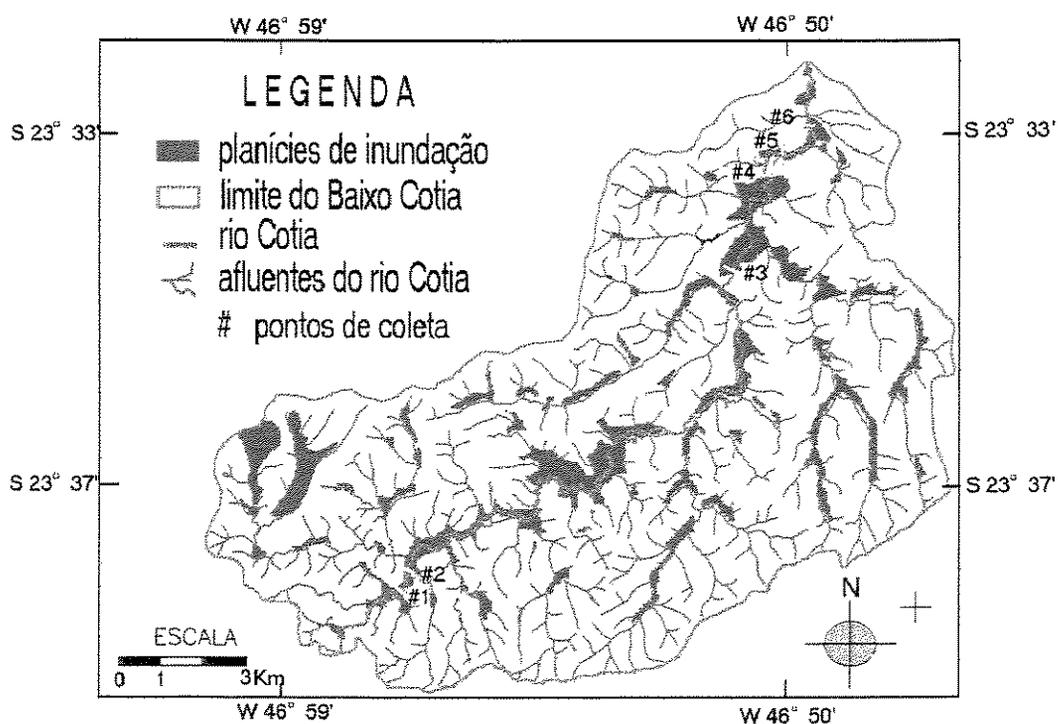


Figura 4.7: Localização das planícies de inundação do Baixo Cotia e dos respectivos pontos de coleta de água.

(Fonte: Modificado de SABESP, 1997-a)

A temática principal para identificar as unidades que compõem cada paisagem foi a utilização das classes do mapa de uso e ocupação, confeccionado a partir do processamento automático de fotografias aéreas. Todas as etapas envolvidas no processo de elaboração desses mapas encontram-se detalhadas no ANEXO A.

Após isso, as principais classes de uso de uma determinada planície de inundação foram ‘manualmente’ agrupadas de modo que estas passaram a formar unidades de paisagem. A metodologia de elaboração do mapa de uso em escala local foi baseada na evidência de que apenas este mapa teria nível de resolução espacial compatível para se reconhecer estruturas internas das planícies de inundação.

Fundamenta-se, principalmente, no pressuposto de que as informações desse mapa são as que melhor refletem as mudanças estruturais na paisagem local.

#### 4.2.2 Avaliação das características da qualidade da água

Além da diversidade estrutural de paisagens o número de áreas selecionadas foi determinado também em função da possibilidade de efetuar coletas anuais contínuas nos corpos de água e da capacidade física de coleta e análise das amostras.

Devido às grandes diferenças nas características espaciais da bacia - notadamente a presença de uma reserva florestal no Alto Cotia e uma região de ocupação extremamente heterogênea e intensamente urbanizada no Baixo Cotia (SABESP, 1996-b; SABESP, 1997-a; SABESP, 1998) -, foram verificadas, a partir de análises complementares de parâmetros de qualidade de água (CETESB, 1979 a 1999), consideráveis gradientes longitudinais dos valores desses parâmetros.

Além das atividades destacadas no item anterior, no trabalho de campo foram reconhecidos os seguintes aspectos das áreas estudadas:

- determinação dos locais de coleta de parâmetros de qualidade da água de modo a evitar áreas com lançamento de efluentes (domésticos e industriais) entre os pontos de coleta à montante e a jusante e;

- facilidade de acesso.

A determinação das escalas temporais ('timing') das coletas de parâmetros de qualidade de água foi compatível com a 'extensão' do segmento do rio que atravessava cada planície de inundação, bem como com a dinâmica fluvial entre os locais de coleta.

Esse procedimento de coleta foi adotado para que o intervalo de tempo decorrido entre as medidas realizadas à montante e à jusante, não fosse muito reduzido ou prolongado de tal modo que, mesmo flexível e variável - como ocorre na prática, este não extrapolasse em muito o tempo necessário para coletar a mesma massa de água.

Assim, foi determinada a extensão do trecho de rio que atravessava cada planície utilizando-se o mapa temático relativo a hidrologia do rio Cotia, cujas medidas foram determinadas através do uso das ferramentas métricas do SPRING.

Obtida a extensão de cada trecho do rio, em consequência do elevado grau de regulação hidráulica fluvial convencionou-se que o intervalo de cada coleta à jusante da área alagada seria determinado aproximadamente em função da velocidade média do rio no trecho considerado (medido durante a coleta a montante através de flutuadores), conforme mostrado na equação a seguir (Equação 4.1):

$$T \cong \Delta S \times V^{-1} \quad (\text{Equação 4.1})$$

- $T$  é o intervalo de tempo em segundos entre as amostras coletadas à montante e à jusante;
- $\Delta S$  é a extensão em metros do trecho do rio entre os pontos de coleta e;
- $V$  é a velocidade média do rio em metros por segundo no trecho considerado.

Entre janeiro e dezembro de 1998 foram efetuadas coletas mensais de parâmetros de qualidade de água em seis pontos, um à montante e outro à jusante de cada área estudada (cf. Figura 4.6).

Os parâmetros medidos *in situ*, através de leitura direta, foram: temperatura da água e do ar (Ta e Tar), potencial hidrogeniônico (pH) e concentração de oxigênio dissolvido (OD). Os equipamentos utilizados para essas leituras foram: pHtestr2 - oakton (precisão de  $\cong 0,1$ ) e oxímetro SL500 marca Solar (precisão de 0,2 mgO<sub>2</sub>/L).

Na impossibilidade de realizar análises *in situ* de outros parâmetros (Tabela 4.3), procederam-se coletas de água na superfície do rio, utilizando-se de um balde plástico a qual era sempre ‘lavado’ no trecho de rio onde seria coletada a amostra.

Tabela 4.3: Métodos utilizados nas análises químicas e bacteriológicas das águas fluviais (cf. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 1995)

PARÂMETROS	MÉTODOS
sólidos em suspensão (fração orgânica e inorgânica)	Parte 2540 / L5 <sup>1</sup> .149
coliformes totais e fecais (técnica da multi fermentação)	Parte 9221 / L5.202
nitrogênio total (método Macro Kjeldhal)	Parte 4500 / L5.139
nitrato (método do eletrodo)	Parte 4500 / L5.137
amônia	Parte 4500 / L5.135
fósforo total	Parte 4500 / L5.128
fosfato	Parte 4500 / L5.128
demanda bioquímica de oxigênio	Parte 5210 / L5.120
fenol	Parte 5530 / L5.125

1: a série L5 refere-se a padrões e normas técnicas utilizadas pela CETESB a partir de padrões estabelecidos originalmente pelo ‘Standard Methods for Examination of Water and Wastewater’

A água coletada no balde foi então utilizada para encher três recipientes plásticos: um de 250 ml (revestido com papel alumínio) destinado a análise de coliformes fecais e totais, um segundo de 500 ml destinado a análise de fenol e um terceiro de 1.000 ml utilizado para as demais análises químicas.

Após as coletas, as amostras foram encaminhadas no mesmo dia para o laboratório de análises químicas e bacteriológicas. As análises de todas as amostras foram efetuadas no mesmo dia da coleta, com exceção das amostras que exigiam encubação. A Tabela 4.3 especifica o método de análise empregado para cada parâmetro.

Na etapa final de estudo dos parâmetros analisados, os principais elementos de cada ponto amostral foram agrupados através da utilização de um índice de qualidade da água (IQA), baseado em metodologia adaptada pela CETESB (1998).

Através dessa metodologia, foi possível integrar os valores encontrados em cada ponto amostral de modo a se obter um valor único. A utilização do IQA teve a finalidade de facilitar a comparação entre os pontos de coleta e permitir relacioná-los com a série histórica obtida pela CETESB.

Embora no cálculo do IQA sejam utilizados 9 parâmetros (coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, temperatura da água, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido), os demais dados (coliformes totais, nitrato, amônia, fosfato e fenol) foram coletados com a finalidade de fornecer informações complementares sobre o corpo d'água.

Nesse sentido, cabe destacar a inclusão do fenol, uma vez que esse composto químico comumente utilizado em processos industriais é frequentemente encontrado nas águas do rio Cotia, conforme divulgado por diversos relatórios de qualidade da água emitidos pela CETESB.

Como forma de fornecer subsídios à interpretação dos dados limnológicos coletados no campo, foram obtidos junto a SABESP (SABESP, 1999) dados fluviométricos e pluviométricos, estes medidos ao longo de cinco postos localizados na bacia do rio Cotia ou nas suas adjacências (cf. Figura 4.8).

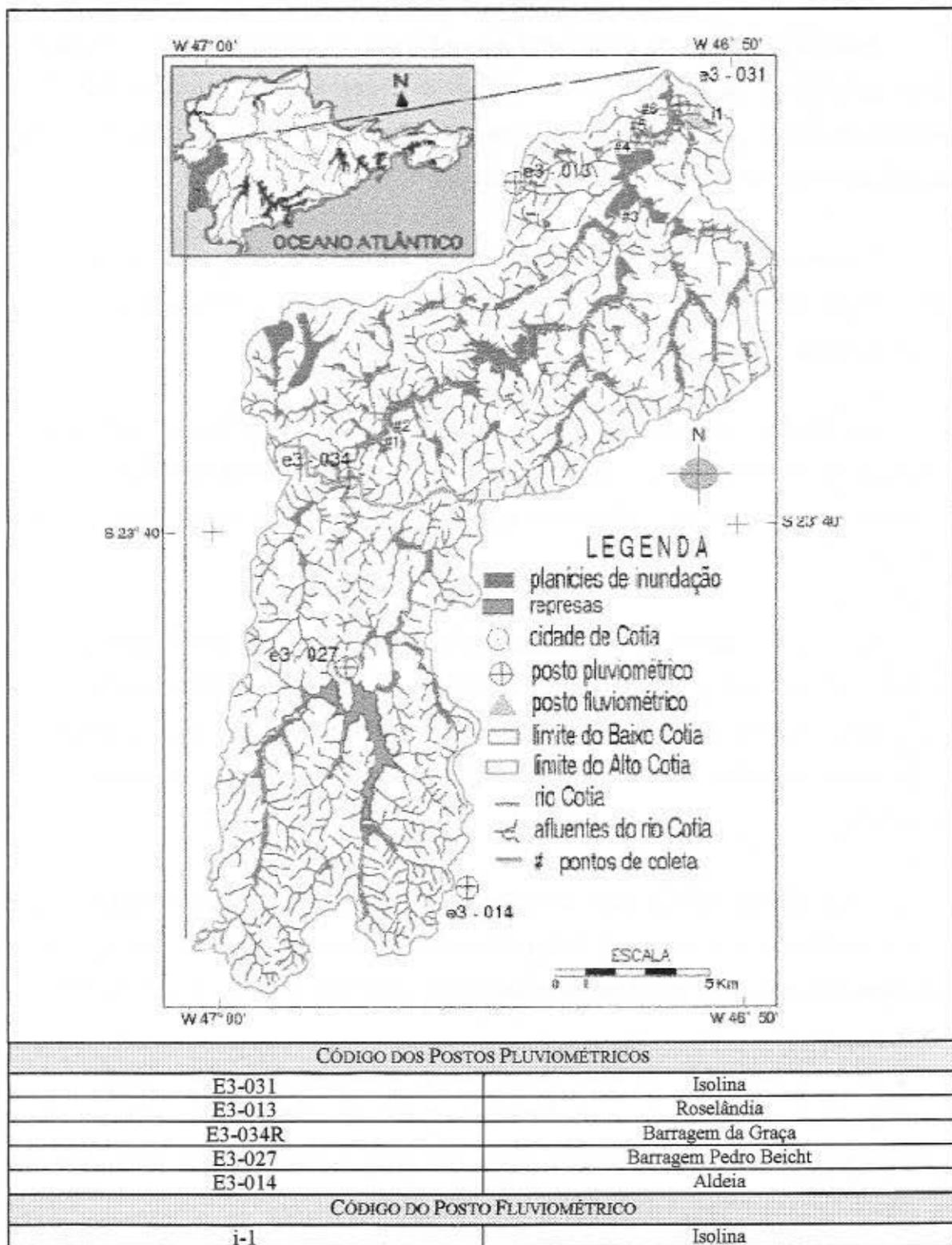


Figura 4.8: Localização dos postos pluviométricos e fluviométrico na bacia do rio Cotia.

(Fonte: Modificado de SABESP, 1997-a)

### 4.2.3 AVALIAÇÃO MULTIDIMENSIONAL DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO

A avaliação do estado de conservação das planícies de inundação foi realizada a partir da ponderação de três indicadores que se julgam complementares e cuja estrutura conceitual foi baseada na metodologia multidimensional proposta por Gonzalez (1996).

Assim, cada planície de inundação foi avaliada em função do atual nível de degradação, modificação e de ameaça dos ecossistemas estudados em relação às condições desejadas.

O nível 1 (degradação do ecossistema) envolveu a avaliação do grau de poluição do rio Cotia em cada trecho considerado (1-2, 3-4 e 5-6), o qual foi determinado através da utilização do conjunto de parâmetros de qualidade da água coletados *in situ* e que compuseram o índice de qualidade da água (cf. item 4.2).

O nível 2 (modificação do ecossistema) referiu-se ao conjunto de alterações estruturais dos ambientes que implicaram potencialmente em mudanças funcionais relacionadas com as características hidrológicas das planícies de inundação; onde mudanças mais profundas podem acarretar, inclusive, na extinção funcional do ecossistema.

Esse nível de avaliação envolveu a ponderação de sete tipos de mudanças, as quais encontram-se discriminadas na tabela a seguir (Tabela 4.4). Sendo que apenas a última mudança – relativa as áreas sob influência de barragens – infere atributos externos às planícies de inundação.

Tabela 4.4: Principais mudanças nas planícies de inundação e respectivas equações para medir os impactos causados.

Mudança de atributos físicos que potencialmente interferem nas funções hidrológicas das planícies de inundação	Equações
1 Área sob influência dos sistemas de drenagem do solo ( $M_1$ );	$M_1 = (A_d/PI) \times P_1$
2 construção de diques nas bordas do rio, tendo em vista aumentar a altura de suas margens e a capacidade de contenção do rio no seu leito principal ( $M_2$ );	$M_2 = (A_{dq}/PI) \times P_2$
3 destruição de meandros através da retificação do rio ( $M_3$ );	$M_3 = (A_r/PI) \times P_3$
4 áreas aterradas ( $M_4$ );	$M_4 = (C_a/PI) \times P_4$
5 Substituição da cobertura vegetal original ( $M_5$ );	$M_5 = [(G_1+G_2+C_a)/PI] \times P_5$
6 Substituição da cobertura vegetal original por espécies hidrofitas ( $M_6$ );	$M_6 = [1-(G_1+G_2+V_{ab})/PI] \times P_6$
7 Área sob influência de barragens ( $M_7$ ).	$M_7 = (B_b/B_t) \times P_7$

onde,

\_  $M_n$  : mudança ('n') que modifica as características hidrológicas da planície de inundação;

\_  $A_d$ : área drenada, obtida de mapeamento específico e no qual envolve pelo menos uma das condições a seguir:

- ➔ drenagem do solo através da construção de canais ou canaletas visando o escoamento da água pluvial e rebaixamento do lençol freático;
- ➔ construção de grandes buracos (transformados em lagos devido ao contato com o lençol freático), que objetivam a drenagem de água das áreas adjacentes e do lençol freático através do bombeamento de água desses buracos para o rio;
- ➔ aprofundamento e estreitamento do leito do rio, para acelerar o escoamento da água fluvial, conter vazões mais elevadas na sua calha (leito principal) e facilitar a drenagem do solo adjacente;

\_  $PI$ : área total da planície de inundação considerada, obtida da Tabela 5.4;

\_  $A_{dq}$ : área da planície sob influência de diques, obtida de mapeamento específico;

\_  $A_r$ : toda área da planície paralela ao trecho retificado, obtida de mapeamento específico;

- \_ G<sub>1</sub>: área da classe ‘gramíneas com maior biomassa relativa’, obtida da Tabela 5.4;
- \_ G<sub>2</sub>: área da classe ‘gramíneas com menor biomassa relativa’, obtida da Tabela 5.4;
- \_ C<sub>a</sub>: área da classe ‘campo antrópico, obtida da Tabela 5.4;
- \_ Au: área da classe ‘áreas urbanas’, obtida da Tabela 5.4;
- \_ V<sub>ab</sub>: área da classe ‘vegetação ciliar arbustiva’, obtida da Tabela 5.4;
- \_ B<sub>b</sub>: área à montante da planície de inundação considerada, sob influência de barragens;
- \_ B<sub>t</sub>: área total da bacia à montante da planície de inundação considerada;
- \_ P<sub>n</sub>: peso atribuído a cada mudança (M<sub>n</sub>), onde o somatório dos pesos é igual a um e o peso de cada mudança encontra-se discriminado a seguir (Tabela 4.5).

Tabela 4.5: Pesos atribuídos a cada modificação nas planícies de inundação.

PESOS UTILIZADOS	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>	P <sub>6</sub>	P <sub>7</sub>	TOTAL
VALOR DOS PESOS	0.30	0.10	0.10	0.10	0.15	0.10	0.15	1.00

A atribuição da nota final relativa ao nível 2 de modificação dos ecossistemas analisados, será calculada através da fórmula a seguir (Equação 4.2):

$$N_2 = (1 - \sum M_n) \times 100 \quad (\text{Equação 4.2})$$

onde,

N<sub>2</sub>: valor final relativo ao nível de mudança na paisagem considerada;

$\sum M_n$ : é o somatório dos sete tipos de mudanças consideradas (M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub>, M<sub>3</sub>, M<sub>4</sub>, M<sub>5</sub>, M<sub>6</sub> e M<sub>7</sub>).

O nível 3 consiste numa forma subjetiva de medir o grau de ameaça dos atributos funcionais do ecossistema, pois consiste em avaliar a tendência do mesmo ser reduzido ou eliminado em função das pressões antrópicas negativas nas paisagens interna (local) e externa (regional).

No caso, essa avaliação é norteada pela expectativa de redução de funções hidrológicas e consequente diminuição da possibilidade de inundação das planícies de inundação; principalmente, através do aumento da regulação da vazão, constrição do leito fluvial (devido a construção de diques ou obras no canal fluvial principal), drenagem do solo e aumento na velocidade de escoamento superficial de água no canal principal.

Assim, à estimativa de mudanças funcionais de cada ecossistema serão associadas à quatro possíveis tipos de situações, as quais corresponderão a quatro indicadores numéricos:

- classe 1: quando o colapso ou desaparecimento do ecossistema é eminente (próximos dois anos) (Valor: 25);
- classe 2: sem intervenção, o estado de conservação do ecossistema terá declinado drasticamente nos próximos cinco anos (Valor: 50);
- classe 3: sem intervenção, o estado de conservação do ecossistema terá declinado moderadamente nos próximos cinco anos (Valor: 75);
- classe 4: sem intervenção, o estado de conservação do ecossistema não será modificado nos próximos cinco anos (Valor: 100).

“O intervalo de cinco anos adotado anteriormente justifica-se por ser usualmente utilizado como horizonte em projetos de planejamento ambiental. Este é um período razoável para tentar estimar condições futuras de ecossistemas em função de possíveis ações que venham a ser efetuadas. Projeções superiores a cinco anos são de mais difícil previsão” (op. cit. Gonzalez, 1996).

Para facilitar a análise final dos resultados, cada um dos valores determinados nas três categorias anteriores - para cada ecossistema - será associado aos respectivos eixos de um gráfico tridimensional (x,y,z) de modo que a intersecção dos valores projetados, gere um ponto (representativo do estado de conservação do ecossistema) no espaço (Figura 4.9).

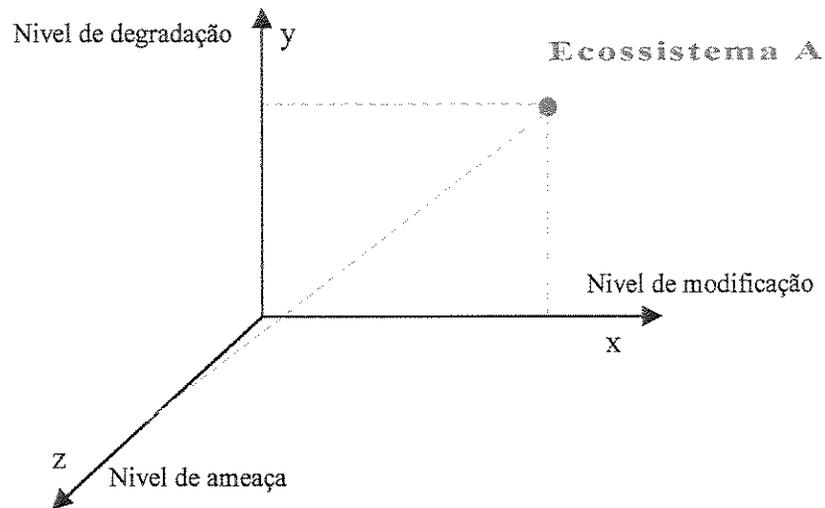


Figura 4.9: Gráfico tridimensional para avaliação multifuncional de ecossistemas.

(Adaptado de Gonzalez, 1996)

A medida do estado de conservação dos ecossistemas será determinada pela ‘Distância Euclidiana’, ou seja, pela distância existente entre os pontos gerados em relação a intersecção dos três eixos ortogonais (origem do gráfico).

Desse modo, quanto mais distante o ponto estiver da origem melhor será o estado de conservação do ecossistema considerado (Equação 4.3).

$$N_c = \sqrt{((x-x_0)^2 + (y-y_0)^2 + (z-z_0)^2)} \quad (\text{Equação 4.3})$$

onde,

\_  $N_c$ : nível de conservação de cada área considerada ( $N_c \geq 0$ );

\_  $x$ : refere-se ao nível de modificação;

\_  $y$ : refere-se ao nível de degradação;

\_  $z$ : refere-se ao nível de ameaça do ecossistema;

\_  $x_0$ ,  $y_0$  e  $z_0$  = zero ( $n_0 = 0$ ).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O planejamento ambiental é tradicionalmente concebido à partir de escalas unidimensionais – usualmente regional. Esta visão uni-escalar, além de limitar a percepção de problemas em nível local, algumas vezes restringe a própria possibilidade de diagnóstico em escala regional, uma vez que os processos se manifestam através de um *continuum* necessitando, por isso, serem concebidos segundo planejamentos integrados e multi-escalares (Brown & Hall, 2000).

Como resultado, também é possível que diagnósticos centrados em um único espaço dimensional dificulte ou até mesmo impeça o gerenciamento ambiental, pois embora os mesmos reconheçam a existência das demais dimensões, freqüentemente faz referência às ações executoras apenas de maneira genérica e, usualmente, não evidencia espacialmente e em escala apropriada, possíveis formas de intervenções.

Nesse sentido, inserida numa visão integrada, foram realizadas análises multi-escalares voltadas para o diagnóstico tanto da bacia de captação – através do estudo da paisagem em escala regional - quanto de alguns de seus principais elementos naturais responsáveis pela manutenção da quantidade e qualidade da água – ou seja, as planícies de inundação e sistemas alagados associados – abrangendo, nesse caso, desde unidades de paisagem em escala local até informações pontuais.

### 5.1 MAPA DE PAISAGENS (ESCALA REGIONAL)

Paisagens regionais típicas apresentam variações denominadas gradiente urbano-rural, que consiste em ecossistemas urbanos, rurais e sub-urbanos (ou de transição). Embora sejam ambientes com características distintas, essas áreas não devem ser consideradas como ilhas na medida em que apresentam conectividade e trocas que permitem a manutenção das mesmas (Moll et al., 1995).

Nesse sentido, ecossistemas urbanos possuem maior intercâmbio e características em comum com ambientes sub-urbanos do que quando comparados a ambientes rurais. Pois, o maior número de interações associadas aos mesmos implicam, frequentemente, em maior fluxo de matéria e energia.

O homem representa, evidentemente, um dos principais agentes responsáveis por essas ligações em ambas as direções constituindo-se, portanto, numa poderosa força no que se refere ao funcionamento e modificações nesses ambientes. Em função do número e tipos de conexões e da qualidade e quantidade de energia-matéria trocadas estabelecem-se paisagens notadamente distintas.

A compreensão dessas interações, através de interpretações à luz da ecologia da paisagem, não se baseia na mera adição mecânica de atributos espaciais que compõem a paisagem, tendo em vista que esse procedimento implicaria na compartimentalização rígida e artificial desses atributos.

Fundamenta-se, isto sim, na tentativa de visualizar as paisagens como um todo através da integração de informações essenciais as quais implicam no reconhecimento, desmembramento e delimitação cartográfica dos seus principais sub-sistemas como, por exemplo, relevo, solo, vegetação, clima, hidrologia etc.

Consequentemente, isso permite o mapeamento e caracterização de paisagens a partir da diferenciação e identificação das unidades de paisagem que compõem a bacia estudada. Quando integrados esses sub-sistemas representam os principais atributos formadores das paisagens cuja análise permite melhor compreendê-las (Zonneveld, 1989).

Unidades de paisagem livres da ação antrópica e resultantes da interseção de classes dos planos de informação dos mapas de geologia, geomorfologia e pedologia, freqüentemente formam um *continuum* cujos limites nem sempre são de fácil delimitação devido aos tênues gradientes freqüentemente existentes entre os ecossistemas.

Dispondo-se dos três planos de informação anteriores foram obtidos, através da sobreposição das respectivas (geo)classes, os limites aproximados de dez grandes geo-unidades de paisagem da bacia do rio Cotia (Figura 5.1); sendo que as geo-unidades 4, 9 e 10 encontram-se sub-divididas em duas.

Essas geo-unidades de paisagem representam as unidades de paisagem originais sendo, portanto, consideravelmente homogêneas, pois correspondem ao potencial natural dos ecossistemas da região anteriormente à intervenção antrópica.

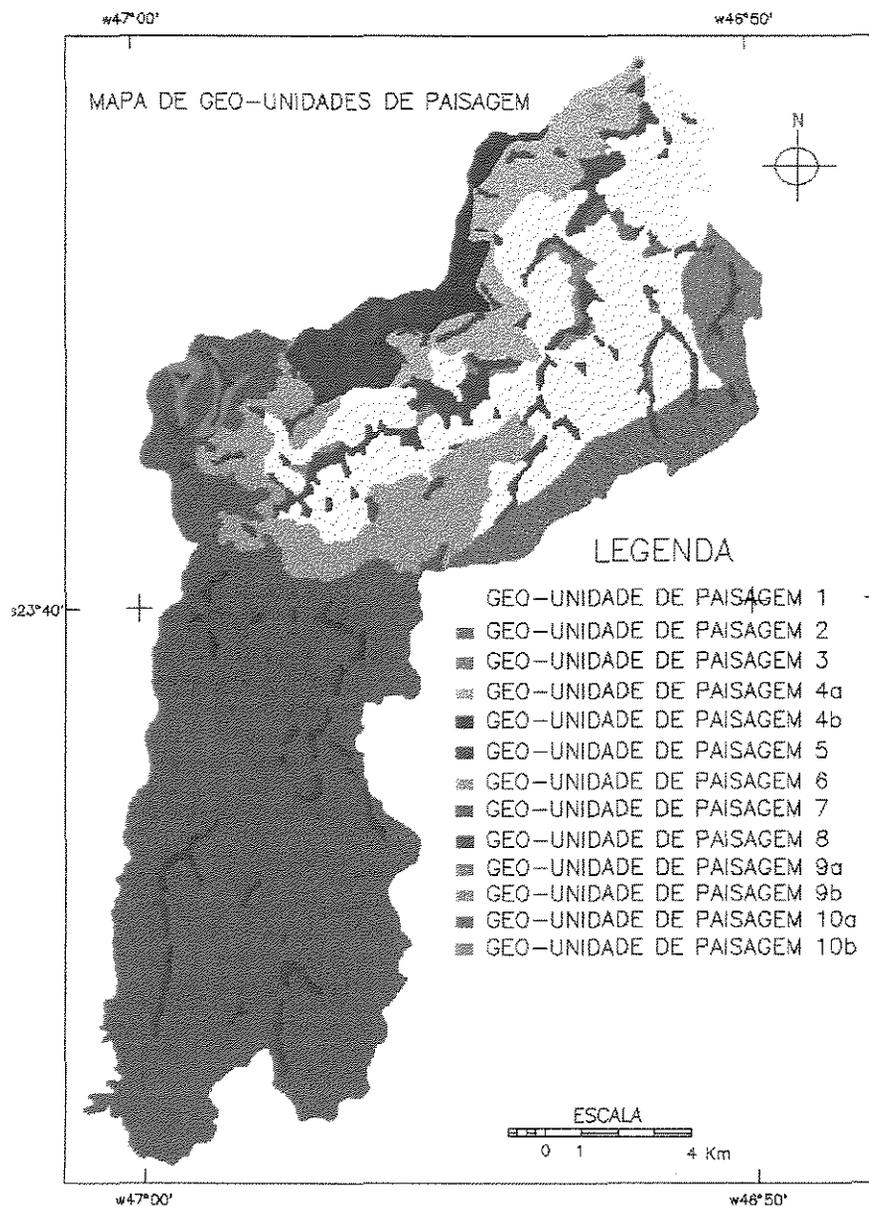


Figura 5.1: Mapa de geo-unidades de paisagem

Uma zona escarpada em forma de ferradura (geo-unidade de paisagem 6), originada por estruturas geomorfológicas (morros e espigões) na região central da bacia de captação divide a mesma em duas grandes áreas (Alto e Baixo Cotia).

O Alto Cotia pode ser caracterizado por uma extensa e homogênea geo-unidade de paisagem (7), onde se encontra um segundo tipo de geo-unidade de paisagem (8) em forma de corredores e nos quais correspondem às planícies aluviais.

O Baixo Cotia é uma região heterogênea, composta por treze geo-unidades de paisagem (enumeradas de 1 a 10, excluindo-se a geo-unidade 7), consideravelmente menores e diversificadas (Tabela 5.1).

Tabela 5.1: Área das treze geo-unidades de paisagem que compõem a Bacia do rio Cotia.

GEO-CLASSES	Sobreposição das classes de solo, geologia e geomorfologia	ÁREA (Km <sup>2</sup> )	ÁREA (%)
Geo-unidade de Paisagem 1	(Lva4-gn-mpp) <sup>1</sup>	49.78	20.6%
Geo-unidade de Paisagem 2	(Lva3-gn-mmp)	11.35	4.7%
Geo-unidade de Paisagem 3	(Lva2-gn-cp)	5.62	2.3%
Geo-unidade de Paisagem 4a	(Lva4-mf-mpp)	13.50	5.6%
Geo-unidade de Paisagem 4b	(Cb-mf-mpp)	4.29	1.8%
Geo-unidade de Paisagem 5	(Cb-mf-me)	6.14	2.5%
Geo-unidade de Paisagem 6	(Cb-gn-me)	18.88	7.8%
Geo-unidade de Paisagem 7	(Lva2-gn-mpi)	111.32	46.2%
Geo-unidade de Paisagem 8	(G-sal-pi)	16.27	6.7%
Geo-unidade de Paisagem 9a	(Lva1-mf-rpc)	1.70	0.7%
Geo-unidade de Paisagem 9b	(Lva1-gn-rpc)	0.13	0.1%
Geo-unidade de Paisagem 10a	(Lva4-sar-mpp)	0.75	0.3%
Geo-unidade de Paisagem 10b	(Lva2-sar-mpi)	1.44	0.6%
<b>TOTAL</b>	-	241.18	100.0%

<sup>1</sup> As abreviaturas resultantes do cruzamento dos mapas de solo, geologia e geomorfologia designam o seguinte: Lva (latossolo vermelho-amarelo), Cb (cambissolo), G (gleissolo); gn (gnaisse); mf (micaxisto fino); sal (sedimento aluvial); sar (sedimento argiloso); mpp (morrotes do planalto paulistano); cp (colinas pequenas); me (morros e espigões); planície de inundação; rpc (rampas pedimentares colinosas) e mpi (morrotes do planalto Ibiúna).

Como penúltima etapa da estrutura metodológica destinada a elaborar o mapa de paisagens foi confeccionado um mapa de referência, para dar subsídio à confecção do mapa de unidades de paisagens (UPs).

O mapa de referência foi produzido a partir da sobreposição das treze geo-classes do plano de informação anterior com oito classes do mapa de uso e ocupação da terra ('uot'), de modo a inserir as mudanças impostas nas paisagens originais devido à ação antrópica.

O resultado dessa fusão foi a incorporação de até oito classes (relativas ao mapa de 'uot') em cada uma das geo-classes do mapa de geo-unidades da paisagem, cuja fusão formou um complexo mosaico de polígonos em nível regional (Figura 5.2).

UNICAMP  
BIBLIOTECA CENTRAL  
SEÇÃO CIRCULANTE

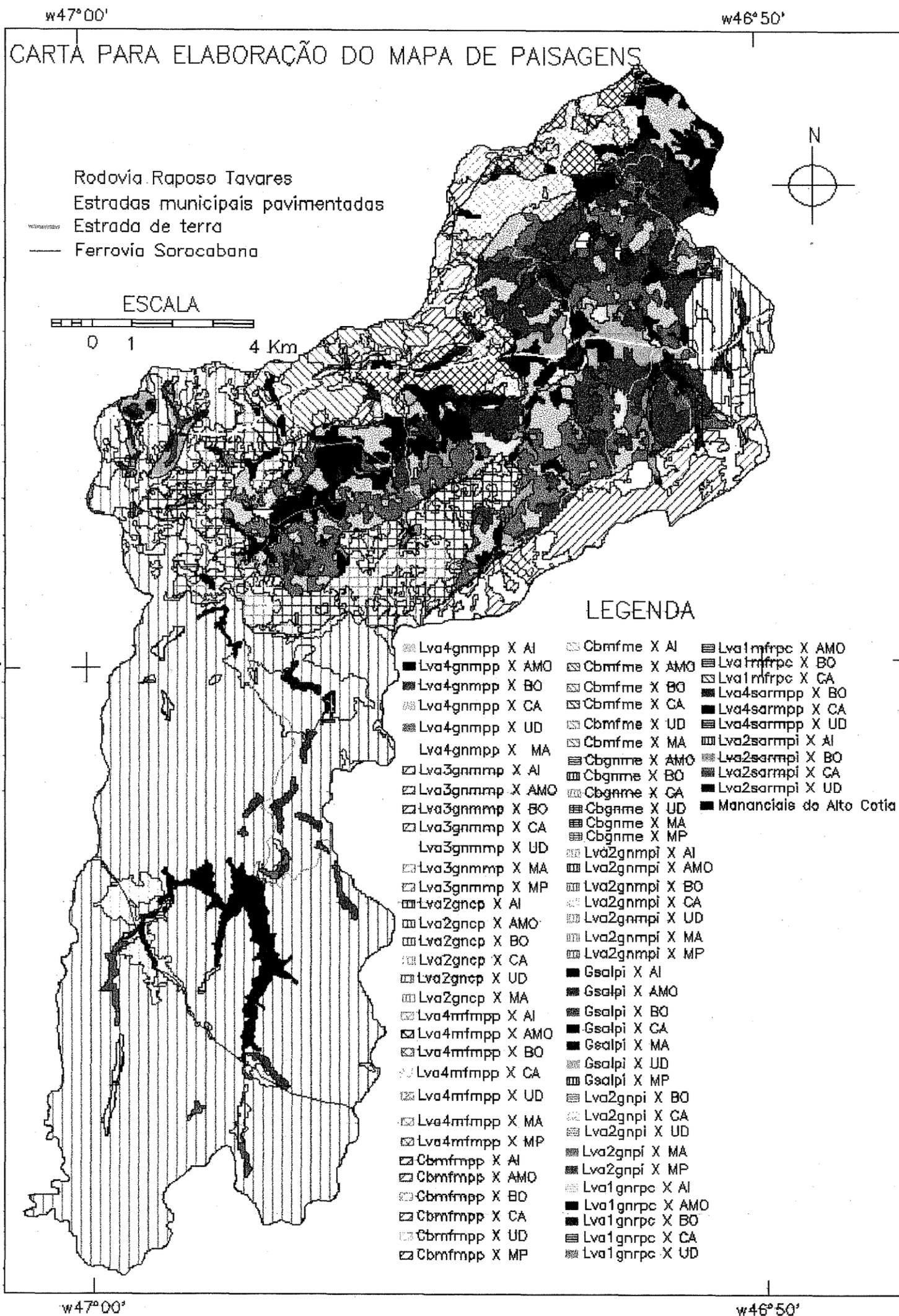


Figura 5.2: Mapa de referência para elaboração do mapa de paisagens

O mapa anterior realçou as diferenças entre o Alto e Baixo Cotia. Desse modo, foram verificadas para a maior parte do Alto Cotia boas condições aparentes de preservação ambiental decorrente da relativa integridade e homogeneidade da cobertura florestal da região - Reserva Estadual do Morro Grande – (ver coluna da geo-unidade de paisagem 7 da Tabela 5.2).

Tabela 5.2: A interseção de treze geo-unidades de paisagem (colunas) com oito classes do mapa de uso e cobertura da terra (linhas), que resultaram em cento e quatro possíveis combinações cujas áreas (em Km<sup>2</sup>) encontram-se representadas a seguir.

Classes do mapa de uso e cobertura da terra	GEO-UNIDADES DE PAISAGEM													Total por classe de uso	Percentual por classe de uso
	1	2	3	4a	4b	5	6	7	8	9a	9b	10a	10b		
Área urbana com alta e média densidade de ocupação e baixa e média renda	5.31	0.34	0.72	3.98	0.67	2.06	0.73	0.09	1.17	0.12	0.09	0.00	0.00	15.28	6.33%
Área urbana com baixa densidade de ocupação e alta renda	13.59	5.13	3.31	1.87	1.58	0.06	1.12	3.29	2.39	0.54	0.01	0.38	0.97	34.24	14.20%
Distritos Industriais e infra-estrutura de potencial poluente (aterros, lixões e mineração)	2.97	0.61	0.76	0.87	0.18	0.56	0.00	0.08	1.13	0.38	0.00	0.00	0.01	7.55	3.13%
Agro-pecuária (horta + floricultura + reflorestamento + criações animais)	14.01	3.55	0.13	1.45	0.81	1.11	8.56	5.47	2.52	0.30	0.00	0.25	0.38	38.54	15.98%
Campos Antrópicos (campo antrópico + campo com árvores isoladas) e estádios iniciais de sucessão ecológica	12.78	1.19	0.33	5.32	1.01	2.06	6.78	3.79	5.68	0.36	0.04	0.11	0.08	39.53	16.39%
Mata Alterada (alterada e degradada)	1.13	0.52	0.36	0.00	0.00	0.29	0.79	3.97	0.53	0.00	0.00	0.00	0.00	7.59	3.15%
Mata Preservada	0.00	0.01	0.00	0.01	0.05	0.00	0.91	91.26	2.86	0.00	0.00	0.00	0.00	95.09	39.43%
Represas (mananciais)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.37	1.40%
Total por geo-unidade de paisagem	49.79	11.34	5.62	13.50	4.29	6.15	18.88	111.3	16.27	1.70	0.14	0.75	1.44	241.19	100.00%
Percentual de cada geo-unidade de paisagem	20.6%	4.70%	2.33%	5.60%	1.78%	2.55%	7.83%	46.2%	6.75%	0.71%	0.06%	0.31%	0.60%	100.00%	—

A construção e passagem da Ferrovia Sorocabana na região central da Reserva, além de gerar desmatamentos adjacentes a esta ferrovia por ocasião da sua construção, provavelmente contribuiu também para o aparecimento de distúrbios (fragmentação, incêndios e ruídos etc.), ocupações irregulares e aumento do efeito de bordas. Adicionalmente, essa área encontra-se sujeita aos vários tipos de impactos relacionados com o transporte de cargas perigosas: inflamáveis, químicos em geral etc.

Apesar do aumento perimetral dos limites da reserva – ocasionado pela passagem da ferrovia - ter aumentado a possibilidade de instalação de espécies de bordas, acredita-se que a extensão dessa reserva (70.524 Km<sup>2</sup> ao norte e 38.977 Km<sup>2</sup> ao sul da ferrovia) e seu bom nível de preservação sejam suficientes para continuar permitindo a existência de espécies interiores.

No Baixo Cotia, entretanto, foi verificado um complexo mosaico de polígonos resultantes da presença de doze entre treze possíveis geo-unidades de paisagem. Mas atribui-se a diversificação no número e tipos de polígonos, principalmente, ao elevado nível de particionamento e adensamento dos polígonos originados a partir da sobreposição com o mapa de 'uot'.

Acredita-se que essa discrepância espacial (estrutural) entre o Alto e Baixo Cotia tenha resultado basicamente do diferenciado processo de uso e ocupação entre ambas as áreas. No Alto Cotia, a efetiva aplicação de legislações de proteção ambiental tem isolado e mantido as condições ambientais originais da região (Lei Estadual 898/75 e 1172/76), enquanto o Baixo Cotia tem sido ocupado rapidamente e com baixo nível de regulamentação e fiscalização.

No Baixo Cotia esse conjunto de fatores tem sido responsável por manchas urbanas e urbano-rurais altamente heterogêneas e de difícil compreensão ecológica, onde o elevado nível de complexidade espacial dificulta até mesmo a identificação de matrizes e o elevado grau de segmentação de suas estruturas (em fragmentos e corredores de diversos tipos) tende a transformá-las em mosaicos inseridos em cada geo-unidade de paisagem.

Com a finalidade de mostrar as diferenças entre o Alto e Baixo Cotia, são apresentados na tabela a seguir (Tabela 5.3) alguns dados quantitativos de ambas as áreas.

Tabela 5.3: Características espaciais do Alto e Baixo Cotia, obtidas a partir de dados gerados pelo mapa de referência para elaboração do mapa de paisagens.

Região Considerada	CARACTERÍSTICAS DO MAPA DE REFERÊNCIA					
	Classe de 'uot' com área dominante	Área da classe de 'uot' dominante (Km <sup>2</sup> )	IDM <sup>1</sup> da classe de 'uot' dominante	Nº total de polígonos por região	Área média dos polígonos	Nº de classes por região
ALTO COTIA	mata preservada	94,3	2,18	112,0	0,98	13
BAIXO COTIA	campos antrópicos	4,45	4,02	1.527,0	0,09	80

1 IDM ou índice de desenvolvimento de margem: é o resultado da divisão do perímetro da área da classe considerada pelo perímetro de uma circunferência com área similar. Quanto maior for esse índice mais dendrítica ou reticulada será a área.

Algumas das principais características métricas do conjunto de polígonos de cada grande região - Alto e Baixo Cotia – encontram-se relacionadas na tabela anterior. Os dados quantitativos relacionados principalmente às três últimas colunas fornecem uma boa medida das discrepâncias entre ambas as regiões.

Por representarem uma média esses dados nos fornecem uma idéia geral do Alto e Baixo Cotia. Entretanto, análises em detalhe nos mostram, por exemplo, que em relação as paisagens originais (geo-unidades de paisagem) houve um aumento de 33 para 112 polígonos no Alto Cotia (acréscimo de 79 polígonos ou de 70%).

No Baixo Cotia esse acréscimo relacionado com a antropização da área foi de 78 para 1.527 polígonos (aumento de 1.958%). Porém, tanto quanto o número de polígonos, o acréscimo no número de classes também tem contribuído para aumentar o grau de complexidade da estrutura espacial dessa área, que aumentou de 12 para 80 classes.

A agressividade com que vem ocorrendo a fragmentação dessa região tem afetado de modo aparentemente indistinto inclusive áreas de proteção ambiental, como as planícies de inundação.

Os corredores fluviais associados a estas áreas encontram-se consideravelmente particionados e, embora fisicamente associados à geomorfologia fluvial, possivelmente apresentam em dias atuais estrutura funcional pouco operante ou inexistente, devido aos distúrbios e à intensa fragmentação dos mesmos.

A perda funcional dessas áreas é corroborada ainda pelas mudanças no padrão de cobertura vegetal, onde as áreas ocupadas originalmente por matas ciliares foram reduzidas quase que na sua totalidade a campos antrópicos.

Ao que tudo indica a intensa segmentação no Baixo Cotia tem resultado em um processo de formação de mosaicos. Se o mesmo não tem ocorrido no Alto Cotia pode-se constatar, por outro lado, que apesar desta ser uma região protegida e considerada com bom estado de conservação também se faz presente a influência da intervenção antrópica no que se refere a perda de área na matriz e corredores com a consequente segmentação desses ecossistemas.

A bacia do rio Cotia encontra-se na linha de frente do processo de expansão da Região Metropolitana de São Paulo onde nos últimos treze anos (entre 1985 e 1998), por exemplo, somente a população do Município de Cotia cresceu 87% (SEADE, 2000). O resultado desse crescimento tem sido uma fantástica mudança no 'uot' e uma abrupta reorganização espacial.

Como eixo central e vetor dessa expansão aparece a rodovia Raposo Tavares onde, transversal e paralelamente a esta, surgem redes e linhas de corredores artificiais (estradas secundárias, arruamentos, linhas de transmissão de energia, tubulações de água e esgoto etc.) que aumentam a conectividade humana e minimizam ou eliminam os corredores naturais.

Essa estrutura em rede tem propiciado a circulação de processos metabólicos das áreas urbanas e sub-urbanas, através da troca de matéria, energia, serviços e dinheiro. A Raposo Tavares parece direcionar e, de certa forma, conduzir este processo de troca e expansão regional de várias formas, tais como:

- possibilidade de maior e mais rápido intercâmbio regional propiciado pela disponibilidade de pistas múltiplas e de alta velocidade;

- proximidade em relação à cidade de São Paulo;
- disponibilidade de áreas livres nas suas adjacências a custos relativamente atraentes em relação aos praticados na cidade de São Paulo e;
- incentivo à instalação de parque industrial numeroso (atualmente, superior a 400 indústrias), diversificado e de tamanho variado localizado às margens da rodovia; que, por sua vez, tem atraído e estimulado ainda mais o crescimento comercial e urbano regional.

A posição geográfica e características desse eixo rodoviário, juntamente com alguns acessos viários secundários, ferrovia e feições geomorfológicas, parecem representar os principais agentes indutores à formação de unidades de paisagem.

Os 17.9 quilômetros da rodovia Raposo Tavares atravessam de leste para oeste a região central do Baixo Cotia e intercepta nove entre treze geo-unidades de paisagem, formando nas suas adjacências vários tipos de mosaicos urbanos no formato de corredores (Unidades de Paisagem 3 ou UP3).

Os 2.3 quilômetros de rodovia mais próximos da cidade de São Paulo e que atravessam área de Colinas Pequenas (mapa de geomorfologia), induziram à formação da Unidade de Paisagem 3-Mosaico 1 (ou UP3-Mo1) (Figura 5.3), na qual é ocupada principalmente por áreas comerciais e indústrias. Estas áreas correspondem à extensão das formas de ocupação verificadas a leste dessa região na rodovia, no Município de São Paulo.

Nas UP ao norte e sul da área anterior predominam residências e condomínios de alto padrão, os quais ocupam 83% da área correspondente a formação geomorfológica denominada Colinas Pequenas (Unidade de Paisagem 4 - Matriz 1 ou UP4-M1).

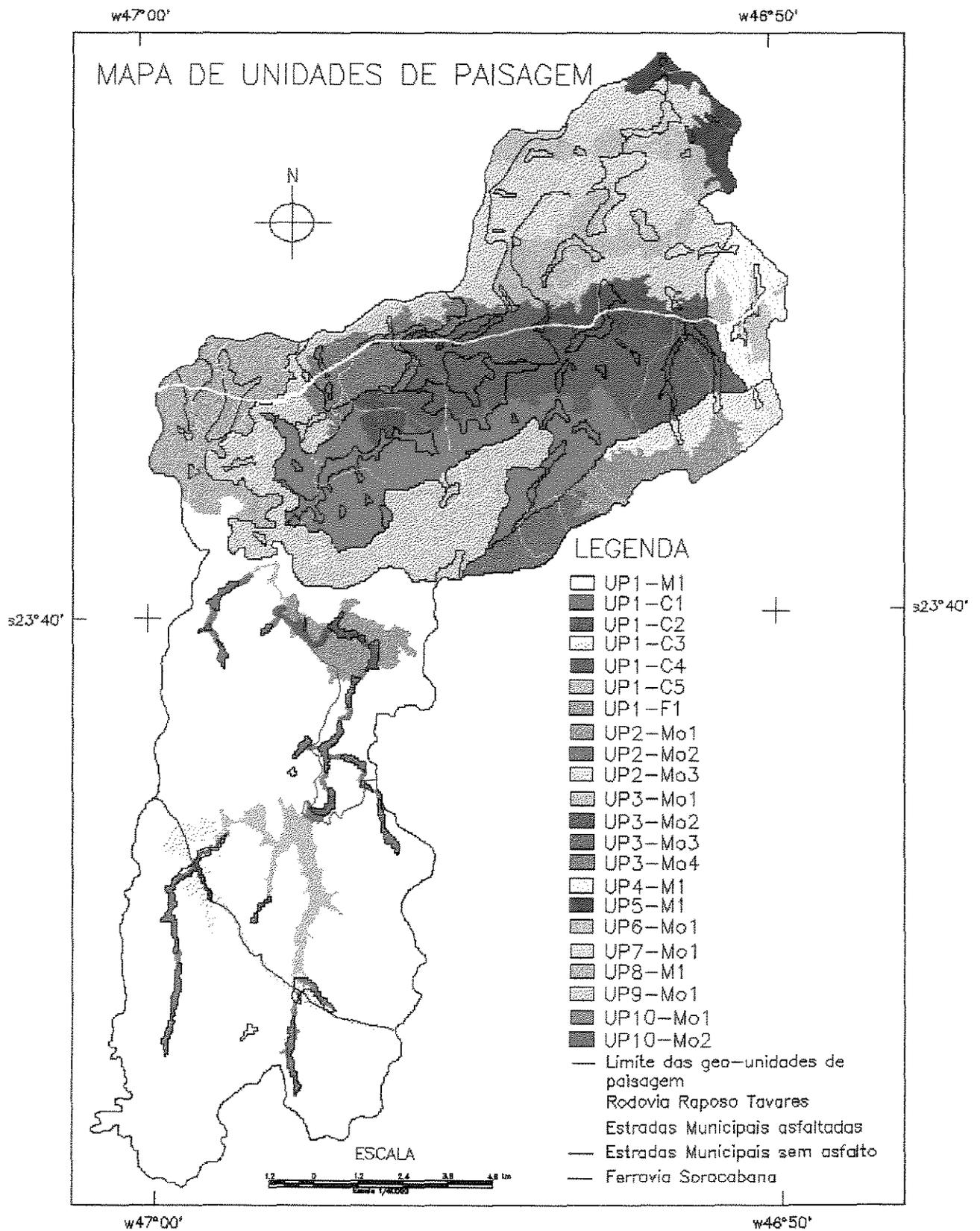


Figura 5.3: Mapa de unidades de paisagem. Onde, UP= unidade de paisagem; M= matriz; Mo= mosaico; F= fragmento; C= corredor.

Os 4.7 quilômetros seguintes da rodovia (UP3-Mo2) têm sido ocupados em ambos os lados (numa faixa média de 450 metros de largura) preponderantemente por indústrias multinacionais de grande porte.

Nos 3.9 quilômetros a seguir (UP3-Mo3) predomina indústrias de médio e grande porte numa faixa de 500 metros na borda norte da rodovia. No mesmo trecho da rodovia, mas ocupando aproximadamente 800 metros da faixa sul, domina população com alta, média e baixa densidade de ocupação e baixa e média renda.

O segmento de rodovia anterior encontra-se em região de transição entre Morrotes do Planalto Paulistano e Morros e Espigões.

Em uma região paralela e adjacente aos trechos UP3-Mo2 e UP3-Mo3, desenvolve-se ao norte (UP6-Mo1 e UP7-Mo1) uma faixa com aproximadamente 4 quilômetros de largura e ao sul uma outra faixa com aproximadamente 2 quilômetros de largura (UP10-Mo2), as quais são compostas por unidades de paisagem dominadas por mosaicos urbano-rurais.

Nesses mosaicos, alternam-se campos antrópicos de populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda assentados sobre Morrotes do Planalto Paulistano e Planícies de Inundação.

Nos próximos 3.0 quilômetros de rodovia (UP3-Mo4) populações com alta, média e baixa densidade de ocupação e baixa e média renda ocupam 82% dos 1.1 quilômetros do lado sul da rodovia. Enquanto a população situada no lado norte ocupa as encostas mais íngremes do trecho de Morros e Espigões.

Embora as feições geomorfológicas dominantes nessa UP sejam os Morros e Espigões, essa UP corresponde a uma região espacialmente complexa por concentrar cinco geo-unidades de paisagem (1, 4a, 4b, 5 e 8). Muitas das quais com características consideravelmente diversas em relação à geo-unidade adjacente.

Ressalte-se ainda que devido ao rápido crescimento populacional e especulação imobiliária na região, tem aumentado expressivamente nos últimos anos o tipo de ocupação anteriormente mencionado - localizado em áreas de risco.

Nos 1.5 quilômetros seguintes a rodovia também atravessa região de Morros e Espigões, mas nesse caso corresponde à UP9-Mo1. Devido ao forte predomínio dessas feições geomorfológicas na delimitação da paisagem, o formato desta corresponde ao formato da própria geo-unidade de paisagem 6.

A dificuldade em urbanizar essas áreas, associada também com a relativa dificuldade de acesso, tem contribuído para preservar internamente e nas suas imediações as últimas propriedades agro-pecuárias da bacia.

Apesar da expansão urbana a que tem sido submetida pelos lados norte, leste e oeste, as formas de ocupação predominantes ainda são a agro-pecuária (45%) e os campos antrópicos (37%).

Nos últimos 2.5 quilômetros da Rodovia Raposo Tavares (UP8-Mo1) predominam populações de baixa e média densidade de ocupação e alta renda, que vivem difusamente em relevo estável (geo-unidade de paisagem 7).

Os núcleos de ocupação da matriz anterior foram os locais mais planos, com áreas formadas a partir da deposição de sedimentos argilosos e aluviais. Nesse local restam fragmentos de tamanhos e formatos variados de áreas agro-pastoris aleatoriamente distribuídas e que representam na realidade grandes áreas ainda não urbanizadas a serem loteadas.

O meio físico da unidade de paisagem anterior possui semelhanças em relação ao das UP6-Mo1 e UP10-Mo2. Mas seu estado de conservação apresenta-se relativamente em piores condições pelo fato do seu eixo de ocupação ter sido invertido, priorizando-se a ocupação a partir das planícies de inundação.

Existe basicamente um agrupamento de populações de alta, média e baixa densidade de ocupação e baixa e média renda localizado distante da rodovia Raposo Tavares (UP5-M1). Esta unidade de paisagem situa-se a nordeste da bacia do rio Cotia, nos municípios de Barueri, Jandira e Itapevi, onde atribui-se sua origem à expansão urbana dos municípios anteriormente mencionados. Nesse caso o principal corredor de acesso à região é a rodovia Castelo Branco.

O segundo agrupamento populacional afastado da rodovia Raposo Tavares (UP2-Mo1) é composto, porém, por populações de baixa e média densidade de ocupação e alta renda e foi originado da expansão urbana do Município de Embú. Como essa UP ocupa 45.2% do território (Tabela 5.2) e portanto domina a área, a UP2-Mo1 é considerada sua matriz.

A UP adjacente (UP2-Mo2) corresponde, em realidade, a um mosaico predominantemente rural, onde destacam-se áreas voltadas para a agro-pecuária, campos antrópicos e infra-estrutura de potencial poluidor (aterro sanitário).

Na terceira unidade da paisagem (UP2-Mo3) também predominam áreas agro-pastoris associadas à campos antrópicos, formando mosaicos rurais. Essas três unidades de paisagem sofrem em geral tanto influência da rodovia Raposo Tavares quanto da rodovia Régis Bittencourt, que passa 2 quilômetros à sudeste da mesma.

Porém, a presença de áreas não ocupadas em áreas de fácil acesso e tão próximas da cidade de São Paulo e portanto sujeitas a consideráveis pressões antrópicas, como as verificadas na UP2-Mo3, sugere forte especulação imobiliária possivelmente destinada a populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda.

A UP10-Mo1, embora tenha sua formação geomorfológica associada aos Morrotes do Planalto Paulistano, corresponde na realidade a um prolongamento ou a uma transição entre esta feição e os Morros e Espigões.

Como resultado, as formas de uso e ocupação preponderantes da UP10-Mo1 encontram correspondência com as da UP9-Mo1 (agro-pecuária e campos antrópicos), formando mosaicos rurais inclusive com a presença de fragmentos de mata alterada.

A paisagem 1 representa a área mais conservada, onde 90.3% de sua área encontra-se recoberta por matas preservadas (UP1-M1 e UP1-C1). Áreas de mata preservada convertidas em campos antrópicos, principalmente devido a construção e passagem da Ferrovia Sorocabana, correspondem a 2.7%.

E a inundação de área originalmente ocupada por mata preservada para a criação de reservatórios de água – mananciais – (UP1-C1) ou desmatamentos diretamente relacionados com esta obra com posteriormente reflorestamento, originando área de mata alterada (UP1-F1 e UP1-C4), ocupam 7% da área dessa paisagem (Tabela 5.4).

Tabela 5.4: Áreas das unidades de paisagem do Alto Cotia (Paisagem 1).

UNIDADES DE PAISAGEM DO ALTO COTIA								
	UP1-M1	UP1-C1	UP1-C2	UP1-C3	UP1-C4	UP1-C5	UP1-F1	TOTAL
ÁREA (Km <sup>2</sup> )	95.7	2.8	0.3	2.7	0.6	3.3	3.7	109.2
PERCENTUAL EM RELAÇÃO A PAISAGEM	87.7%	2.6%	0.3%	2.4%	0.5%	3.1%	3.4%	100.0%

A tabela a seguir (Tabela 5.5), resume as principais características de cada unidade de paisagem anteriormente descrita.

Tabela 5.5: Características das unidades de paisagem mapeadas

PAISAGEM	COMPONENTES MATRICIAIS OU DOS MOSAICOS	UNIDADE DE PAISAGEM	ELEMENTOS INDUTORES DA UNIDADE DE PAISAGEM	CLASSIFICAÇÃO DA UNIDADE DE PAISAGEM	DESCRIÇÃO DOS ELEMENTOS COMPONENTES
P1	mata preservada sobre Morrotes do Planalto Ibiúna	UP1-M1	geo-unidade de paisagem	matriz	paisagem natural (mata preservada recobrimdo Latossolo vermelho amarelo 2, Gnaisses e Morrotes do Planalto Ibiúna);
		UP1-C1	geo-unidade de paisagem	corredor	paisagem natural (mata preservada recobrimdo solos hidromórficos ao longo de cursos d'água);
		UP1-C2	construção da Ferrovia Sorocabana	corredor	campo antrópico, originado da remoção da mata preservada sobre solos hidromórficos p/a construção da Ferrovia Sorocabana;
		UP1-C3	construção e presença da Ferrovia Sorocabana	corredor	campo antrópico, resultante da remoção da mata preservada sobre Latossolo vermelho amarelo 2 p/a construção da Ferrovia Sorocabana;
		UP1-C4	construção do Reservatório Pedro Beicht e Barragem da Graça	corredor	mata alterada (reflorestamento com espécies exóticas) resultante da construção de reservatórios sobre solos hidromórficos;
		UP1-C5	Reservatório Pedro Beicht e Barragem da Graça (mananciais)	corredor	barragens ao longo de cursos d'água, sobre Planícies de Inundação e Morrotes do Planalto Ibiúna;
		UP1-F1	construção do Reservatório Pedro Beicht e Barragem da Graça	fragmento	mata alterada (reflorestamento com espécies exóticas) resultante da construção de reservatórios sobre Latossolo vermelho amarelo 2;
P2	populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda sobre Morrotes e Morros Paralelos	UP2-Mo1	seletividade de acesso e influência da ação imobiliária	matriz	condomínios de alto padrão que têm sua formação associada a dois acessos viários primários (Raposo Tavares e Regis Bittencourt) e dois secundários, além de limites obedecendo à delimitação política do município de Embú;
		UP2-Mo2	usos diversos (agro-pecuária) associados a populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda	mosaico rural	mosaico formado principalmente por dois acessos viários, localizado em área de expansão urbana e infra-estrutura de potencial poluidor (aterro sanitário);
		UP2-Mo3	proximidade de São Paulo e sua conexão através das Rodovias Raposo Tavares e Regis Bittencourt,	mosaico rural	usos diversos (agro-pecuária) alternados com campos antrópicos com um acesso viário secundário interligando as Rodovias Raposo Tavares e Regis Bittencourt sujeito a fortes pressões urbanas devido;

P3	ocupação humana caracterizada por áreas industriais e comerciais de portes variados e populações com alta, média e baixa densidade de ocupação e baixa e média renda sobre formações geomorfológicas variadas	UP3- Mo1	Rodovia Raposo Tavares, eixo viário que atravessa indistintamente vários tipos de formações geomorfológicas e de pedológicas	mosaico urbano em corredor	mosaico urbano de elevada complexidade espacial com presença de áreas comerciais de portes variados, áreas industriais de pequeno e médio porte e populações com alta, média e baixa densidade de ocupação e média e baixa renda sobre Colinas Pequenas;
		UP3- Mo2		mosaico urbano em corredor	mosaico urbano com predomínio de áreas industriais de grande porte (multinacionais) sobre Morrotes do Planalto Paulistano;
		UP3- Mo3		mosaico urbano em corredor	mosaico urbano com forte alternância entre áreas industriais de médio e grande porte e de populações com alta, média e baixa densidade de ocupação e baixa e média renda sobre área de transição entre Morrotes do Planalto Paulistano e Morros e Espigões;
		UP3- Mo4		mosaico urbano em corredor	mosaico urbano com predomínio de populações com alta, média e baixa densidade de ocupação e média e baixa renda sobre Morros e Espigões;
P4	populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda sobre Colinas Pequenas	UP4-M1	Rodovia Raposo Tavares e proximidade com a cidade de São Paulo	matriz	população com baixa e média densidade de ocupação e alta renda, apresentando fragmentos de mata alterada, localizados nas proximidades da cidade de São Paulo e desenvolvidos paralelamente à Rodovia Raposo Tavares;
P5	populações com alta, média e baixa densidade de ocupação e baixa e média renda sobre Morrotes do Planalto Paulistano	UP5-M1	Rodovia Castelo Branco	matriz	núcleos urbanos originados principalmente devido a influência da Rodovia Castelo Branco e localizados em área fronteira de três municípios (Barueri, Jandira e Itapevi);
P6	populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda mesclados com campos antrópicos e agro-	UP6-Mo1	Rodovias Raposo Tavares e Castelo Branco	mosaico urbano-rural	inserida sobre várias geo-unidades de paisagens e entre dois eixos rodoviários (Raposo Tavares e Castelo Branco), nesta paisagem predominam populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda, que se alternam em mosaicos urbano-rurais principalmente com a unidade de paisagem UP7-Mo1;

P7	pecuária sobre formações geomorfológicas variadas	UP7-Mo1	Rodovias Raposo Tavares e Castelo Branco	mosaico urbano-rural	localizada sobre várias geo-unidades de paisagens e entre dois eixos rodoviários (Raposo Tavares e Castelo Branco), nesta paisagem predominam os campos antrópicos, que se alternam em mosaicos urbano-rurais principalmente com a unidade de paisagem UP6-Mo1;
P8	populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda sobre Morrotes do Planalto Ibiúna	UP8-Mo1	Rodovia Raposo Tavares	mosaico urbano	situada no extremo oeste da bacia, a geo-paisagem associada a essa unidade de paisagem possui características físicas em comum em relação àquela verificada no Alto Cotia (P1) cujas diferenças no modo de ocupação se devem à políticas públicas diferenciadas;
P9	campos antrópicos e áreas agrícolas sobre Morros e Espigões	UP9-Mo1	maior dificuldade de ocupação urbana devido aos Morros e Espigões e a distância em relação a Rodovia Raposo Tavares	mosaico rural	barreira natural em forma de ferradura entre o Alto e Baixo Cotia que dificulta a expansão urbana, nessa área localizam-se efetivamente as últimas propriedades agro-pecuárias da bacia de drenagem do rio Cotia, que encontram-se geograficamente pressionadas devido a expansão urbana;
P10	campos antrópicos e áreas agrícolas sobre Morrotes do Planalto Paulistano	UP10-Mo1	maior dificuldade de ocupação urbana devido a influência dos Morros e Espigões e relativa distância em relação a Rodovia Raposo Tavares	mosaico rural	embora esteja inserida sobre Morrotes do Planalto Paulistano, esta área apresenta características de transição entre as unidades geomorfológicas anteriormente mencionadas e os Morros e Espigões. Em consequência disso (ou seja, relevo acidentado) e da distância em relação a rodovia, predominam nessa unidade áreas agrícolas e campos antrópicos;
	população com baixa e média densidade de ocupação e alta renda sobre Morrotes do Planalto Paulistano	UP10-Mo2	proximidade em relação a Rodovia Raposo Tavares e a cidade de São Paulo	mosaico urbano-rural	composto por campos antrópicos e áreas agrícolas, mas com predomínio de populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda, esse mosaico localiza-se aproximadamente paralelo a Rodovia Raposo Tavares sobre Morrotes do Planalto Paulistano e trechos de Planícies de Inundação. Esta área apresenta ainda alguns fragmentos florestais (mata alterada).

Com exceção do advento de criação da Reserva Estadual do Morro Grande (Paisagem 1), destinada à conservação do manancial do Alto Cotia, o restante da bacia de captação tem sido utilizada e ocupada sem qualquer tipo de ordenamento territorial onde os limites físicos e o padrão de ocupação das paisagens são definidos, essencialmente, através da especulação imobiliária e de decisões políticas em detrimento dos condicionantes naturais.

Apenas nos locais onde restrições de natureza físico-estrutural das unidades de paisagem se fazem mais intensas, tem havido o retardamento das formas mais agressivas de ocupação, notadamente aquelas relacionadas a processos de urbanização.

Dentre as principais restrições 'naturais' à ocupação urbana ou urbano-industrial citam-se:

- as áreas de encostas mais íngremes e afastadas de grandes eixos de acesso (Morros e Espigões e adjacências);
- as áreas alagadas das planícies de inundação, desde que estas, além de estarem afastadas de grandes eixos de acesso, também estejam localizadas em regiões de baixa densidade demográfica e suas características hidrológicas e morfológicas sejam de difícil 'domesticação'.

Apesar das degradações ambientais estarem inseridas em um processo histórico apenas em anos recentes, com a rápida expansão urbana regional e os conflitos resultantes dessa expansão, é que tem ficado mais evidente seus efeitos na medida em que alguns problemas até então agudos tem se tornado crônicos, como a falta de saneamento ambiental e escassez de água.

A ausência de políticas públicas efetivamente articuladas e orientadas no sentido de ordenar as formas de uso e ocupação do solo, conjugada com o não cumprimento da legislação vigente, tem contribuído de várias formas para a crescente e, em alguns casos, 'irreversível' degradação ambiental.

Nesse sentido cabe destacar as planícies de inundação enquanto áreas de proteção ambiental e, portanto, ambientes teoricamente protegidos pelo poder público. No Baixo Cotia, a intensa intervenção antrópica nesses ecossistemas tem levado à extinção ou a forte perda das características 'buffer' em pelo menos um terço do total dessas áreas.

Embora as planícies de inundação representem um ecossistema relativamente reduzido em relação a área total da bacia (6,8%) e fundamental no que se refere a vários aspectos de planos de gerenciamento dos recursos hídricos, esses ambientes palustres tem sido sistematicamente omitidos da política nacional de recursos hídricos.

Como forma de se conhecer melhor as relações entre esses ecossistemas com as águas superficiais da área estudada, pretende-se concentrar a seguir no estudo de três planícies de inundação que se encontram distribuídas em diferentes paisagens.

Todas sujeitas a ocupações indevidas, mas independente dos tipos de ocupação interna e do entorno, será sugerido um plano de manejo diferenciado em função do tipo de matriz na qual cada área encontra-se inserida.

## 5.2 MAPA DE UNIDADES DE PAISAGENS (ESCALA LOCAL)

O processo de modificação de paisagens regionais antropizadas comumente tem seus núcleos de mudança dispersos a partir de múltiplos pontos focais localizados em várias unidades de paisagem, onde as transformações envolvidas são freqüentemente mediadas a partir de escalas locais.

Com a finalidade de ampliar e aprofundar o nível de compreensão de alguns desses pontos focais inseridos nas planícies de inundação, pretende-se analisar em detalhes três dessas áreas submetidas a diferenciados graus de conservação ou de qualidade ambiental, cujo objetivo será orientar futuros planos de manejo.

Quando conservadas as planícies de inundação correspondem, no âmbito da paisagem, a região de transição entre os corpos d'água e as terras altas. Quando sujeitas às ações do homem, no entanto, essas áreas tendem a sofrer variados níveis de modificação podendo levar inclusive à total extinção das mesmas (Mitsch & Gosselink, 1995).

Modificações no grau de conservação ou qualidade desses ecótonos frequentemente dizem respeito à eliminação dos tênues gradientes que lhes confere características transicionais. Esses ambientes transicionais tendem a ser, na maioria das vezes, indesejáveis e portanto eliminados ou 'domesticados' de modo a adaptá-los à ocupação humana e/ou a adequá-los a maior produtividade e eficiência econômica (Holland, 1996).

No caso dos ambientes palustres adjacentes ao rio Cotia, o gradiente primário (abiótico) que naturalmente define o limite superior de suas bordas, abriga comunidades específicas que auxiliam a caracterizá-las e não sofrem ação direta das inundações periódicas ou do lençol freático são denominadas planícies de inundação **topográfica**, cujo critério inicial de definição da borda é o relevo (Figura 5.5).

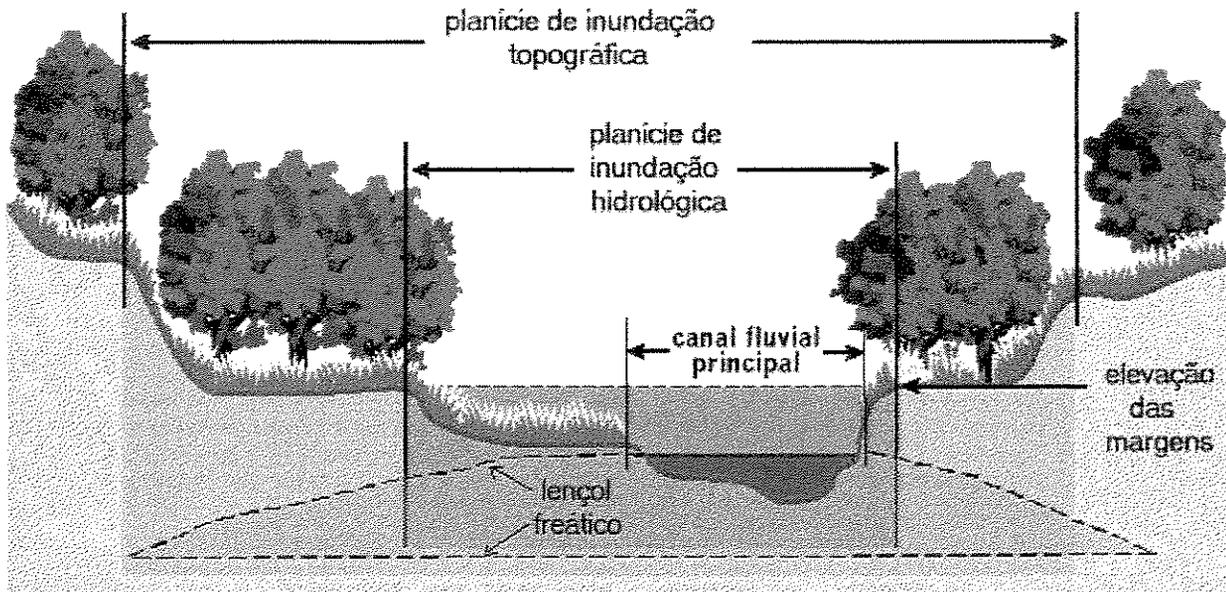


Figura 5.5: Representação da seção transversal de uma planície de inundação padrão. Suas três principais zonas podem ser sub-divididas em função das feições estruturais e pela comunidade vegetal. (a escala vertical e a largura do canal tiveram seus exaeros ampliados)

Usualmente com inundações periódicas decorrentes da elevação do nível da água fluvial, a planície de inundação **hidrológica** geralmente apresenta consideráveis gradientes de umidade atmosférica e pedológica. Esses gradientes também são freqüentemente induzidos pela proximidade de corpos d'água superficiais e/ou pelo nível do lençol freático, na maioria das vezes próximo à superfície do solo.

O terceiro elemento que compõe a planície de inundação é o **canal fluvial principal**, que usualmente corta ao meio a planície de inundação e apresenta grande interação hidrológica com a porção baixa do corredor fluvial, onde se estabelecem importantes trocas hídricas entre ambas (cf. FISRWG, 1998).

As três zonas mencionadas e objeto do presente estudo, serão consideradas compartimentos dos elementos-referência representados pelas três planícies de inundação estudadas e estas serão discutidas à luz das suas respectivas zonas, ou seja: as planícies de inundação topográfica e hidrológica e do canal fluvial principal.

### 5.2.1 PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO

Os elementos-referência ou unidades amostrais encontram-se contidos em três unidades de paisagem regional (UP6, UP7 e UP10). Sofrem, portanto, interferências específicas relacionadas com a composição e estrutura das respectivas UP.

As unidades amostrais mencionadas fazem parte de um mesmo tipo de biossistema — o corredor fluvial. Em escala de detalhe pode-se observar que esses corredores apresentam características físicas, hidrológicas, de cobertura vegetal e de atividades humanas singulares, que os diferenciam das áreas vizinhas.

Nessa escala ampliada de observação e análise também é possível desmembrar o corredor em unidades menores, de modo a refletir sua composição e estrutura específica. A proposta deste estudo parte da premissa de que, no detalhamento, uma planície de inundação contida em um biossistema em contexto regional, também possui atributos de paisagem tornando-a passível, portanto, de sub-divisões em UP.

Assim, as relações de uso por ocupação, atividades humanas, remanescentes de mata ciliar e campos de várzea em diversos estados de conservação permitem subdividir essas planícies. Deve-se atentar, porém, que os critérios adotados para definição das classes ou atributos são aqueles passíveis de levantamento e mapeamento em detalhe em função da escala e objetivos previamente definidos.

É possível que levantamentos pormenorizados, voltados para características naturais dos ecossistemas palustres, como microtopografia, granulometria e grau de estresse hídrico ou de seu conteúdo de matéria orgânica no solo possam resultar em um outro conjunto de unidades.

Por outro lado, reconheceu-se anteriormente, através da análise das paisagens da bacia hidrográfica, que o comportamento humano nessa região não tem sido pautado pelo respeito aos limites naturais dos ecossistemas mas sim pela transformação e adaptação dos mesmos às necessidades antrópicas imediatas.



Originalmente, as planícies de inundação do rio Cotia foram áreas naturalmente recobertas por matas ciliares da Floresta Atlântica ou por campos de várzeas. No Baixo Cotia, o rio apresenta ordem intermediária (ordem 5) e por isso as planícies de inundação são estruturalmente mais desenvolvidas do que no Alto Cotia (ordem 4), correspondendo a 85% desse tipo de ecossistema existente na bacia.

No entanto, conforme mencionado no item anterior, os resquícios de floresta ou de campos de várzeas correspondem a pequenos fragmentos pouco conservados, devido ao rápido e desordenado processo de ocupação territorial.

Os mapas a serem mostrados a seguir, representam formas de uso e ocupação da terra em escala local. As diferenças entres estes e o mapa de uso e ocupação da terra em escala regional, devem-se ao maior detalhamento espacial, melhor resolução espacial e adoção de classes específicas relativas aos ambientes palustres, conferindo-lhes, portanto, maior especificidade e precisão cartográfica.

As superfícies ocupadas por cada área, entretanto, variam entre si mais do que oito vezes (entre 0.161 Km<sup>2</sup> e 1.366 Km<sup>2</sup>) e, embora englobem três possíveis cenários quanto ao estado de conservação e/ou qualidade ambiental, as mesmas revelam poucas diferenças no que se refere aos tipos de uso e ocupação.

Para caracterizar o ambiente foram criadas sete classes temáticas: área edificada, gramínea 1 (hidrófita obrigatória<sup>1</sup>), gramínea 2 (hidrófita facultativa<sup>1</sup>), mata ciliar arbórea, mata ciliar arbustiva, campos antrópicos (drenados) e águas superficiais (lagoas e sistemas pantanosos com espelho d'água).

A planície de inundação 1-2 é a que se localiza mais à montante em relação às demais áreas estudadas, apresenta a menor superfície e situa-se mais caracteristicamente na transição entre os sistemas sub-urbanos e rurais.

---

<sup>1</sup> a identificação das gramíneas foi realizada através de trabalhos de campo sendo, posteriormente, mapeadas através de fotografias aéreas.

A algumas centenas de metros à montante dessa área (região norte) encontra-se a Reserva Estadual do Morro Grande e a estação de tratamento de água do Alto Cotia (ETA-Alto Cotia), a leste e oeste encontram-se pequenas chácaras ocupadas por inúmeros fragmentos de Mata Atlântica e ao sul observam-se bairros de periferia com média e alta densidade de ocupação e baixa renda.

Apesar da abundância de fragmentos de Mata Atlântica nos entornos dessa planície, pode-se observar pelo mapa de referência para elaboração do mapa de paisagens (Figura 5.2) que os elementos preponderantes na composição do espaço são os campos antrópicos e as atividades agro-pecuárias (UP10-Mo1), conforme resumo mostrado na Tabela 5.5.

O principal meio de transporte que interliga essa região é a estrada do Morro Grande, que passa ao longo das bordas sul e oeste da planície de inundação 1-2 e representa o principal vetor de mudança da paisagem local (Figura 5.6).

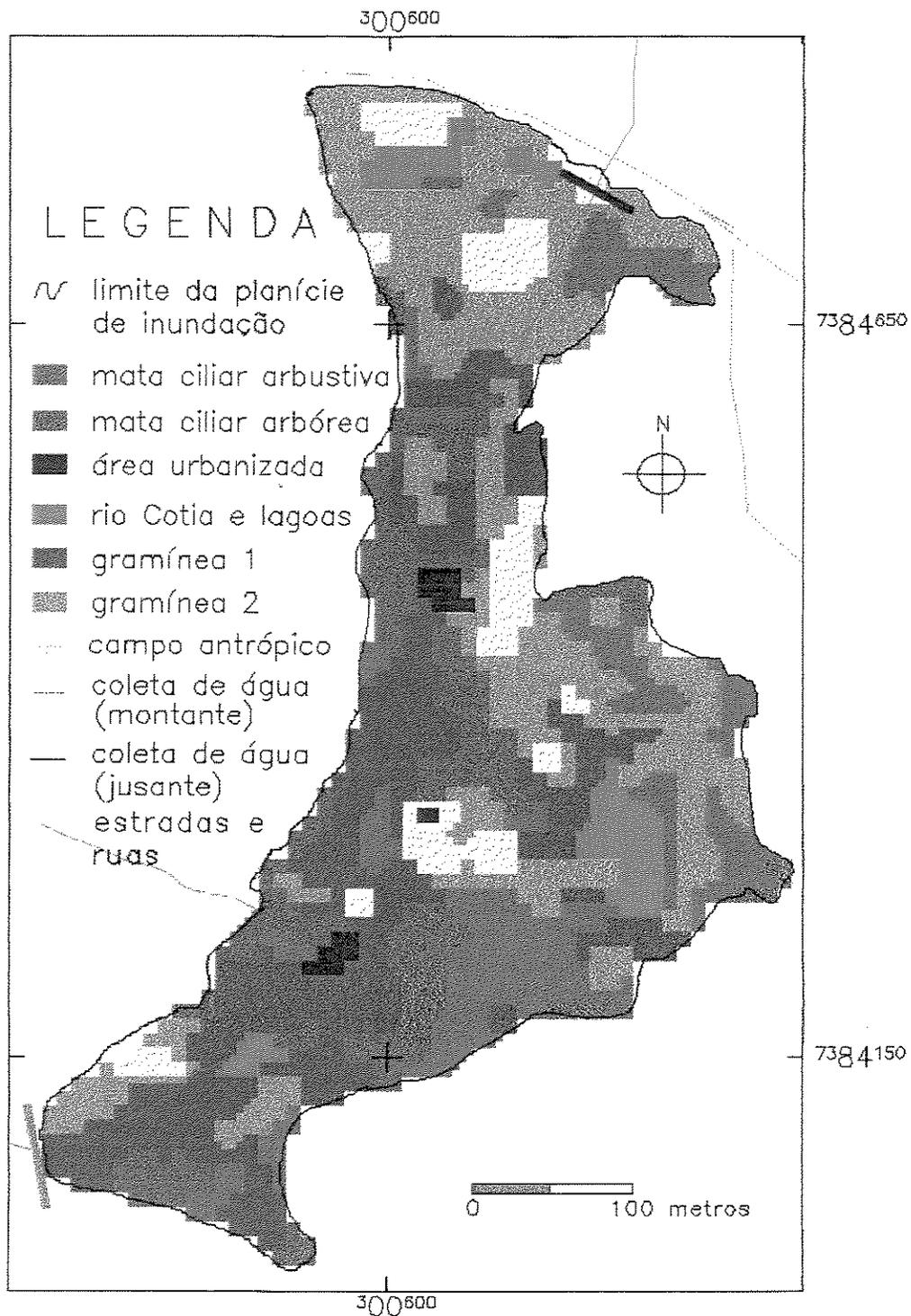


Figura 5.6: Mapa de uso e cobertura da planície de inundação 1-2

Apesar da diversidade de usos e ocupações proporcionada pela presença de estrada, chácaras e pesqueiro que originou mosaicos, ainda predominam hidrófitas que ocupam 79% da área total. Nesse tipo de vegetação encontram-se incluídas as matas ciliares (árvores e arbustos) e gramíneas 1 e 2 (Tabela 5.6).

Tabela 5.6: Classes e respectivas áreas do mapa de uso e ocupação da terra das áreas estudadas

CLASSES TEMÁTICAS DOS MAPAS DE USO E COBERTURA DA TERRA (ESCALA LOCAL)	PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO					
	Área 1-2 (Km <sup>2</sup> )	Área percentual (1-2)	Área 3-4 (Km <sup>2</sup> )	Área percentual (3-4)	Área 5-6 (Km <sup>2</sup> )	Área percentual (5-6)
áreas edificadas	0.002	1%	0.404	26%	0.004	2%
gramínea 1	0.042	26%	0.134	9%	0.071	29%
gramínea 2	0.045	28%	0.095	6%	0.039	16%
mata ciliar arbustiva	0.027	17%	0.165	11%	0.048	19%
mata ciliar arbórea	0.024	15%	0.349	23%	0.072	29%
campos antrópicos (drenados)	0.013	8%	0.326	21%	0.009	4%
águas superficiais (lagoas)	0.008	5%	0.062	4%	0.006	2%
TOTAL	0.161	100%	1.535	100%	0.248	100%

As áreas edificadas são muito reduzidas (1%), encontram-se ou adjacentes a estradas e ruas ou às margens do rio Cotia e, na maior parte das vezes, encontram-se próximas a campos antrópicos. Estes correspondem a áreas sem vegetação e/ou com estrutura pedológica alterada devido à drenagem ou aterros.

Os fragmentos de mata ciliar arbórea encontram-se geralmente adjacentes ao rio Cotia, enquanto os de mata ciliar arbustiva encontram-se usualmente espalhados a leste desse rio.

Ocupando 38% da área as gramíneas representam a flora dominante, sendo que a espécie mais freqüente é a *Urochloa mutica* (Forsskal) *Nguyen* (nome vulgar: Brachiaria). Aparentemente em função da posição da mesma na área alagada essa espécie distribui-se segundo dois tipos de manchas distintas.

O primeiro tipo de mancha, denominado gramínea 1, ocorre adjacente ao rio Cotia ou nas áreas com maior estresse hídrico. Alcança até 2.1 metros de altura no período chuvoso (de novembro a abril), apresenta coloração verde escura e seus pecíolos formam densas tramas próximas ao solo. A gramínea 2 ocorre em áreas relativamente melhor drenadas, são menos viçosas, não ultrapassam 1.5 metros de altura e suas tramas são menos densas (Figura 5.5).

Além da maior disponibilidade e acesso à água, acredita-se que as diferenças estruturais entre ambas as vegetações estejam associadas ao fato da gramínea 1 – localizada em áreas sujeitas a maior estresse hídrico - ter maior disponibilidade a nutrientes trazidos pelas águas do rio Cotia as quais induziriam ao enriquecimento ou eutrofização dos ambientes sujeitos a sua influência direta.

Ao longo dos últimos dois anos tem-se verificado nas porções norte e nordeste do mapa anterior (cujo ano-base é 1994), tendências de crescimento urbano nos locais correspondentes às áreas ocupadas pela mata ciliar arbustiva e pela gramínea 2. Possíveis justificativas para essa tendência seriam as seguintes:

- as duas áreas anteriores encontram-se em região cuja microtopografia – mais elevada e portanto com solo relativamente mais drenado – facilitaria a ocupação;
- esta seria uma extensão ‘natural’ do bairro estabelecido nas adjacências;
- a falta de uso dessa área, provavelmente por ser área de proteção permanente e relativa dificuldade de uso, estimularia o abandono por parte dos proprietários originais e facilitaria a ocupação irregular.

Tendo-se em vista a elevada taxa de expansão urbana nessa região, associada com a falta de fiscalização e de planejamento por parte do poder público, é esperado que em poucos anos essa área deixe de existir funcionalmente enquanto ambiente palustre.

Serão mostrados a seguir, após a exibição de cada mapa de uso e ocupação em escala local, o respectivo mapa de UP. Justifica-se apresentar estes mapas de UP, porque estes agrupam e sintetizam um conjunto de informações relativas as unidades físicas do ambiente (geomorfologia e pedologia), representando assim valiosa forma para ajudar a compreender os tipos e padrões de uso e ocupação.

Estes mapas de UP foram elaborados a partir do agrupamento manual das classes preponderantes de uso e ocupação das planícies de inundação, com o intuito de homogeneizar e sintetizar os principais atributos que compõem cada paisagem.

Desse modo, além do mapa de uso e ocupação, o critério para a identificação e agrupamento das UP foi definido também por um conjunto de fatores estruturais que, direta ou indiretamente, acredita-se ter auxiliado na composição e definição dos limites de cada UP.

A hipótese de trabalho utilizada para delimitar feições internas às planícies de inundação consistiu em assumir que a geomorfologia e hidrologia, são alguns dos principais fatores que induzem o grau de formação de solos hidromórficos. Por sua vez, esses três parâmetros geralmente determinam o tipo e biomassa de hidrófitas, que servirão como principais indicadoras dos limites de cada UP.

Convencionou-se que as UP com menor numeração nos mapas de UP serão aquela associadas às áreas com maior estresse hídrico aparente, ou seja, aquelas áreas localizadas nas chamadas planícies de inundação hidrológica. A figura a seguir (Figura 5.7) representa o mapa da UP da planície de inundação 1-2.

UNICAMP  
BIBLIOTECA CENTRAL  
SEÇÃO CIRCULANTE

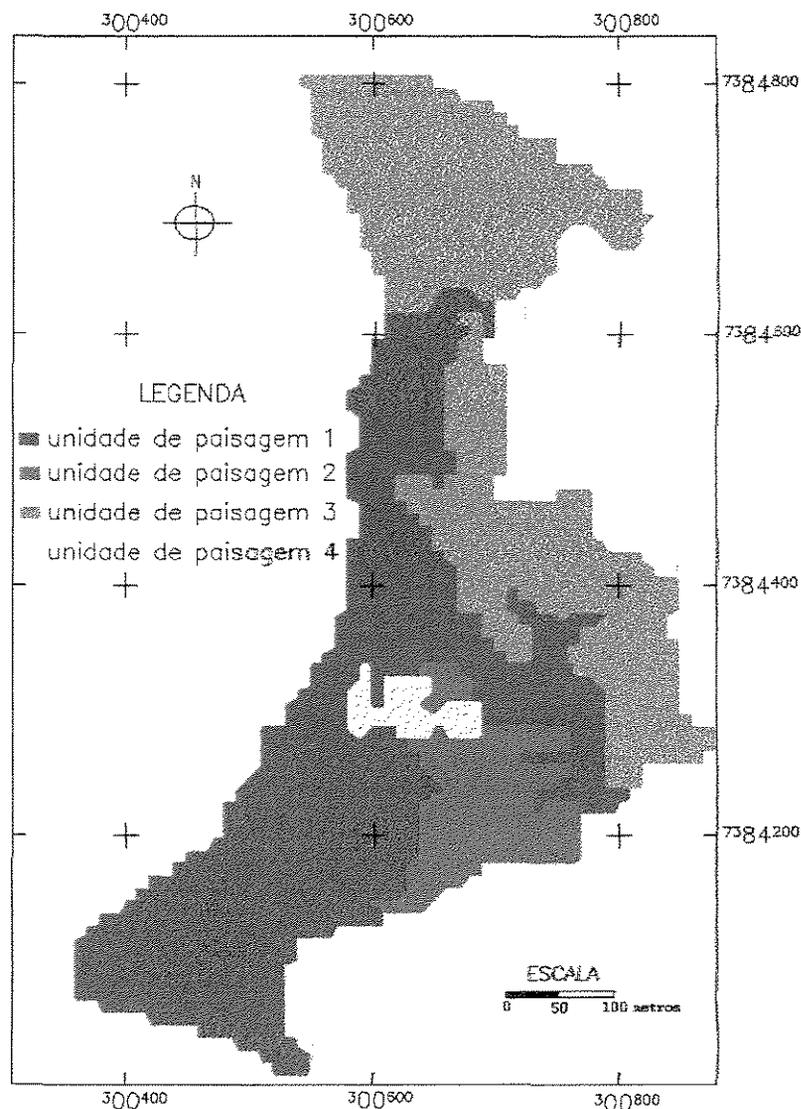


Figura 5.7: Mapa de unidades de paisagem 1-2

A UP1 resultou basicamente do agrupamento das classes ‘gramínea 1’ e ‘mata ciliar arbórea’. As demais unidades situam-se aproximadamente na planície de inundação topográfica ou nas áreas que se comportam como tal, sendo ‘perturbadas’ devido a inundações apenas nos eventos pluviométricos de maior intensidade.

A planície de inundação 3-4 é a maior dentre as áreas estudadas (1.54 Km<sup>2</sup>), localiza-se entre as planícies de inundação 1-2 e 5-6 e adjacente a esta. A principal via de acesso à região é a estrada Fernando Nobre, que interliga as Rodovias Raposo Tavares e Castelo Branco. Embora relativamente afastada de centros urbanos densamente ocupados, a área 3-4 encontra-se cercada por condomínios de alto padrão que dominam as paisagens adjacentes.

Esses condomínios também impõem pressão crescente sobre a planície de inundação uma vez que, devido a influência direta desses, tem resultado na homogenização das planícies através de desmatamentos, drenagem de áreas temporária ou permanentemente alagadas, construção de diques marginais ao rio Cotia etc.

Em 1994 esses condomínios ocupavam 26% da área (Tabela 5.4) e, como complemento à infra-estrutura de lazer desses bairros de alto padrão, foram plantadas em larga escala espécies exóticas de gramíneas nos campos de golf local (mapeados, no caso, como 'campo antrópico'), os quais ocupam mais de 21% da área (Figura 5.8).

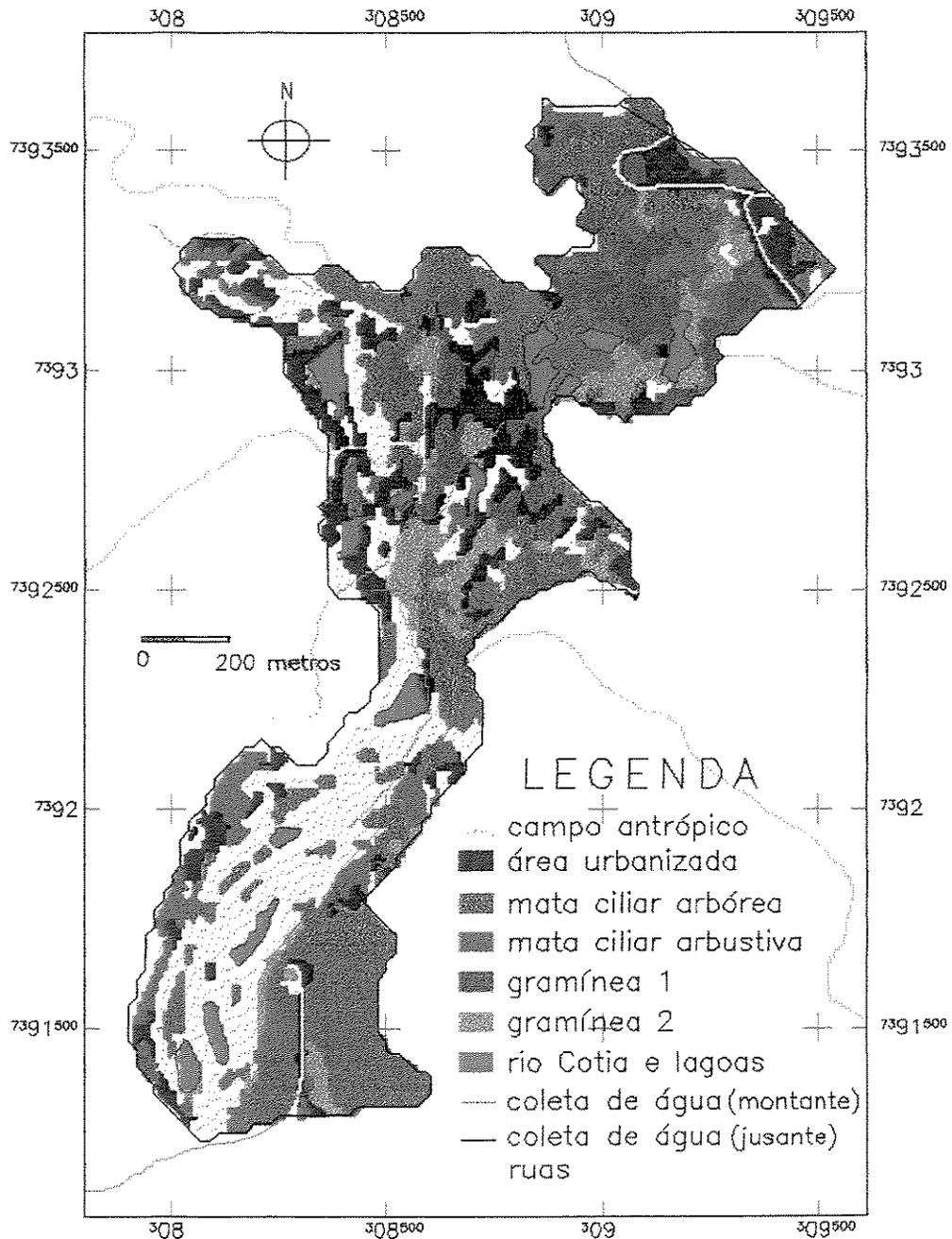


Figura 5.8: Mapa de uso e cobertura da planície de inundação 3-4

As matas ciliares arbóreas e arbustivas ocupavam 34% da área e se encontravam extremamente fragmentadas, sobretudo na região norte, onde a área média desses fragmentos – mesmo eliminando-se polígonos menores do que  $200\text{m}^2$  – apresentaram  $0.0039\text{ Km}^2$  (74 polígonos) e a maior área, localizada na região sudeste, apresentou área de  $0.098\text{ Km}^2$ .

A figura a seguir (Fig. 5.9) representa o mapa da UP da planície de inundação 3-4.

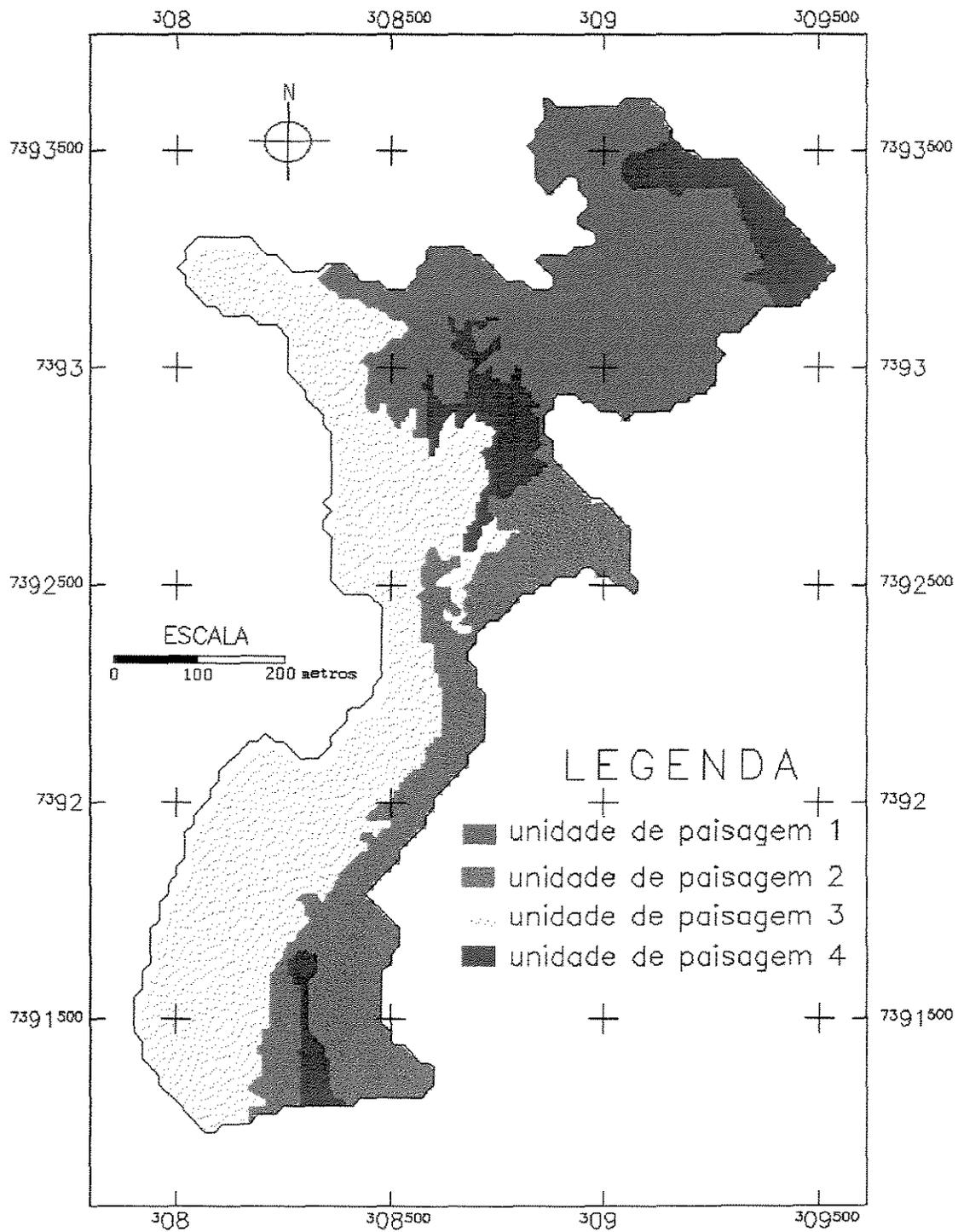


Figura 5.9: Mapa de unidades de paisagem 3-4

No mapa anterior, a UPI, localizada na região norte, resultou basicamente do agrupamento de um mosaico de classes ('lagoas', 'gramínea 1', 'gramínea 2', 'mata ciliar arbórea' e 'mata ciliar arbustiva').

Estas classes se localizam na chamada planície de inundação hidrológica, ou seja, nos terrenos topograficamente mais baixos e, portanto, frequentemente sujeitos a estresse hídrico e solos saturados.

As demais unidades situam-se aproximadamente na planície de inundação topográfica ou nas áreas que se comportam como tal. Sendo apenas raramente 'perturbadas' devido a inundações onde, segundo moradores locais, a última inundação na área teria ocorrido em 1994.

Nessas áreas (UP2, UP3 e UP4) apenas as hidrófitas de maior porte (árvores) conseguem sobreviver, devido às suas raízes ainda serem capazes de alcançar o lençol freático rebaixado devido às obras hidráulicas.

A terceira e última planície de inundação estudada (5-6), localiza-se na região mais à jusante da bacia de captação e próxima à confluência do rio Cotia com o rio Tietê. Assim como a área anterior, o principal meio de acesso a região é a estrada intermunicipal Fernando Nobre.

Na região nordeste dessa área encontra-se um haras e pesqueiro e, nas adjacências destes, bairros da periferia do município de Barueri. A continuação dessa planície de inundação rio abaixo possui um complexo e aparentemente bem preservado sistema de alagados. As demais interfaces da área 5-6 fazem limite com condomínios de alto padrão.

Essa planície situa-se em terrenos com muitas depressões, algumas das quais abaixo do nível fluvial médio, solo predominantemente orgânico e pouco drenado. Aparentemente em função dessas características a ocupação dessa área tem se tornado mais difícil, resultando em percentual de ocupação devido às áreas urbanizadas e campos antrópicos em respectivamente 1% e 3% (Figura 5.10).

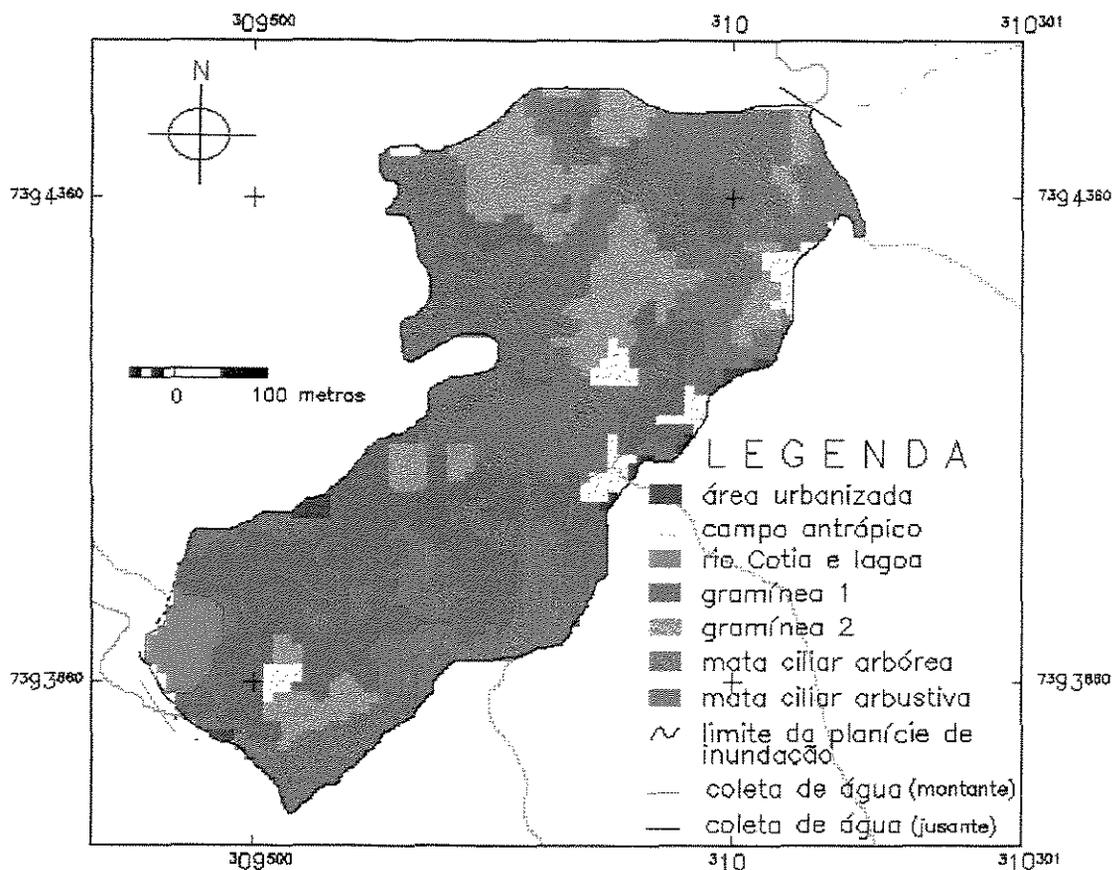


Figura 5.10: Mapa de uso e cobertura da planície de inundação 5-6

A cobertura vegetal mais freqüente é a gramínea 1 e 2 (também com predomínio da *Urochloa mutica* (Forsskal) *Nguyen*), na maior parte das vezes associada a solos encharcados ou alagados e situados, respectivamente, na região centro-sul e norte, as quais quando somadas representam 45% da área (Tabela 5.4).

A segunda cobertura mais freqüente é representada pelas matas ciliares arbóreas, que ocupam 29% da área; enquanto a mata ciliar arbustiva ocupa o terceiro lugar com 19% da área.

Como a maioria dos corpos de água de área de várzeas, a lagoa mostrada na Figura 5.9 é pouco profunda (profundidade máxima de 1.2 metros, segundo moradores locais) e apresenta alguns pontos de ligação com as áreas alagadas localizadas ao norte e leste da mesma ('gramínea 1').

Tendo em vista localizar-se na região mais a jusante da bacia, as condições de qualidade da água nesse segmento do rio Cotia são as piores dentre as áreas estudadas. A avaliação da qualidade da água desse trecho e dos demais segmentos inseridos nas planícies de inundação 1-2 e 3-4 será visto em detalhes no item 5.3.

Também como consequência dessa posição do rio na bacia, o mesmo atinge no local sua maior ordem (6) e esse fator somado às modificações na bacia à montante tornam esse meio mais instável e sujeito a inundações mais freqüentes. Isso também ajuda a explicar a menor taxa de ocupação urbana dessa área e, conseqüentemente, uma melhor conservação relativa da mesma.

A figura a seguir (Fig. 5.11) representa o mapa de UP da planície de inundação 5-6.

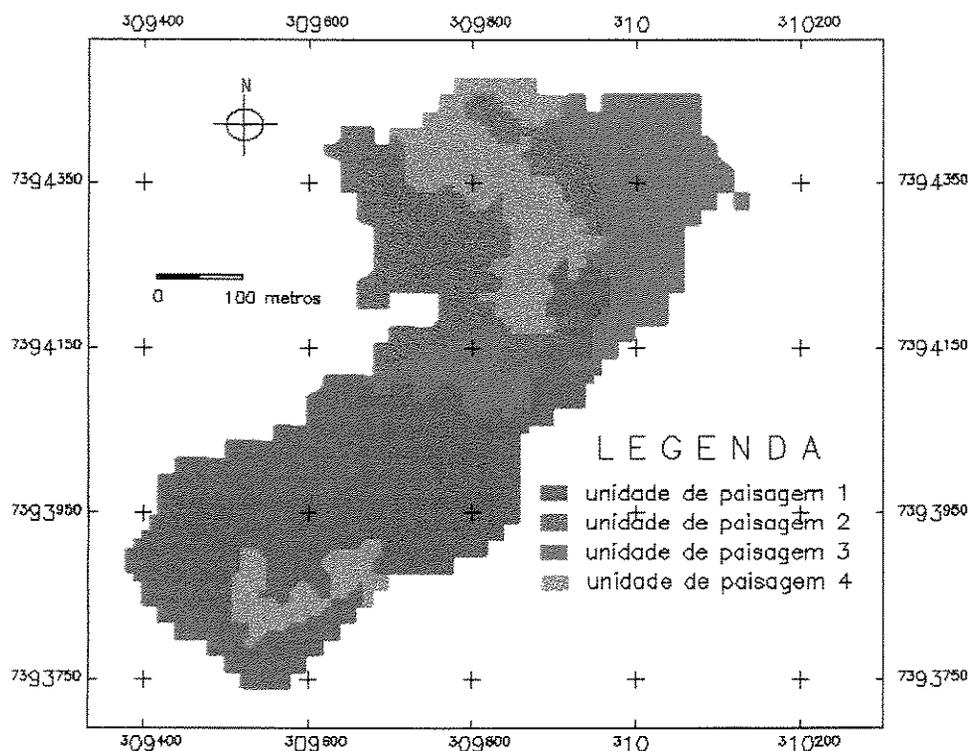


Figura 5.11: Mapa das unidades de paisagem 5-6

Nessa paisagem a denominada planície de inundação topográfica é mínima e, sobretudo, as UP1 e 3 representam mosaicos de classes agregadas. A UP1, localizada na região centro-sul, resultou do agrupamento das classes 'lagos', 'mata ciliar arbórea', 'mata ciliar arbustiva' e, principalmente, 'gramínea 1'.

Enquanto a unidade 4, localizada na região nordeste da planície, predomina a ‘mata ciliar arbustiva’ mas com pequenas manchas de ‘gramínea 2’, ‘mata ciliar arbórea’, ‘campos antrópicos’ e ‘áreas urbanizadas’. Nas UP centro-norte fragmentos de mata ciliar encontram-se, aparentemente, bem conservados.

Comparando-se a estrutura da paisagem das três áreas anteriores, têm-se as planícies 1-2 e 5-6 com características de uso e ocupação semelhantes entre si, onde se verifica baixa percentagem de ‘área urbanizada’ (1%) e predomínio de uma mesma espécie de gramínea ocupando, respectivamente, 54% e 45% da área.

Na planície 3-4, predominam as matas ciliares as quais ocupam 34% da área. Porém, a grande diferença desta planície para as anteriores deve-se ao elevado percentual de áreas construídas (26%).

Além do elevado percentual desta, a ‘área urbanizada’ diferencia-se por ser composta por populações de alta renda e baixa densidade de ocupação, que efetivamente tem modificado tanto o entorno quanto à estrutura interna da paisagem.

Por exemplo, nos locais onde havia campos de várzeas ou onde a vegetação ripária foi removida houve a conversão dos mesmos para campos antrópicos (drenados) de cunho estético/esportivo, que ocupam atualmente 27% da área. Enquanto nas planícies 1-2 e 5-6 áreas similares, mas ainda com solos hidromórficos, foram naturalmente ocupadas por hidrófitas facultativas (gramíneas) com agressiva capacidade de colonização.

Os remanescentes de mata ciliar da região centro-sul da planície 3-4 têm sido mantidos devido a motivos estéticos e, embora os drenos dessa área sejam profundos (com profundidade média de 0.5 metro) para as raízes das gramíneas hidrofíticas alcançarem o lençol freático, não parecem ser para as raízes das árvores e arbustos.

Nesse sentido, tudo indica que a estrutura de paisagem mais alterada tanto horizontalmente (mapa de 'uot') quanto verticalmente (nível do lençol freático) seja aquela verificada na planície 3-4. Análises espaciais mais detalhadas serão mostradas no item 5.4, quando o grau de conservação das planícies será avaliado.

No que se refere ao aspecto métrico-topológico das classes dos mapas de 'uot', embora o número de polígonos da planície 3-4 seja consideravelmente maior do que o das demais áreas, sendo 242 polígonos para esta área contra 73 da planície 1-2 e 85 da planície 5-6; salienta-se que a área 3-4 é respectivamente 10 e 6 vezes maior (Tabela 5.7).

Tabela 5.7: Características métricas das classes de 'uot' das planícies 1-2, 3-4 e 5-6.

CLASSES  TEMÁTICAS  (ESCALA LOCAL)	PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO								
	1-2			3-4			5-6		
	Nº de polígonos	Tamanho médio dos polígonos	Razão Nº de pol./ área dos pol.	Nº de polígonos	Tamanho médio dos polígonos	Razão Nº de pol./ área dos pol.	Nº de polígonos	Tamanho médio dos polígonos	Razão Nº de pol./ área dos pol.
áreas urbanas	3	0.0006	500	52	0.0006	6842	6	0.0006	10000
gramínea 1	10	0.0042	2381	26	0.0042	5098	12	0.0060	2000
gramínea 2	15	0.0030	5000	23	0.0030	5610	12	0.0032	3750
mata ciliar arbustiva	16	0.0017	9412	45	0.0017	12500	22	0.0022	10000
mata ciliar arbórea	15	0.0016	9375	52	0.0016	7879	24	0.0030	8000
campos antrópicos	10	0.0013	7692	31	0.0013	3131	8	0.0011	7273
águas superficiais (lagoas)	4	0.0019	2105	13	0.0019	2708	1	0.0059	169
Total de polígonos	73			242			85		
Área total de cada planície de inundação <sup>2</sup>		0.16			1.54			0.25	
Área média ± desvio-padrão (área total/Nº polígonos)	0.0020 ± 0.0012			0.0060 ± 0.0022			0.0031 ± 0.0021		

<sup>2</sup> dado obtido da Tabela 5.4

Conseqüentemente obteve-se para a planície 3-4 polígonos com maior superfície média e, como resultado da maior dimensão desta planície e do profundo e diversificado grau de intervenção antrópica na mesma, seus polígonos apresentaram também o maior desvio-padrão.

É difícil estabelecer relações de causa-efeito para explicar esses resultados. Entretanto, se por um lado sabe-se que a “ausência de perturbação tende a homogeneizar paisagens e perturbações moderadas as torná-las heterogêneas”; por outro, acredita-se que “fontes de perturbação intensas (como as verificadas na área 3-4) possam resultar em conseqüências imprevisíveis e acarretar, inclusive, na maior homogeneização de uma determinada paisagem” (Forman & Godron, 1986).

Essas fontes de perturbação seriam originadas não apenas pela grande presença humana nos entornos dessa região, como ocorre na planície 5-6. Mas também devido a sua qualidade e presença interna na paisagem, através de mudanças na morfologia, no padrão e tipo de cobertura vegetal, na construção de casas e redes de infra-estruturas (ruas, rede de tubulações, aterros, drenos etc.) que interrompem, desviam e/ou concentram fluxos naturais de energia e matéria.

Cabe ressaltar que o plantio de espécies exóticas de gramíneas e sua manutenção na paisagem 3-4, somente têm sido possível devido a elevados consumos energéticos, como: controle do nível do lençol freático, através da drenagem e bombeamento da água do solo, poda constante da vegetação e aplicação de insumos agrícolas (adubos, herbicidas, inseticidas e fungicidas).

Além dos riscos relativos à introdução de espécies exóticas, esse tipo de intervenção gera perda de diversidade. Mas em paisagens relativamente menos antropizadas e com nível de perturbação inferior, como ocorre aparentemente nas planícies 1-2 e 5-6, a maior quantidade de UP relativamente à área também pode influenciar a propagação de perturbações capazes de conduzir a perda de biodiversidade.

Segundo Rolstad (1991, citado por Metzger, 1999), a diversidade de paisagens pode favorecer o desenvolvimento de espécies generalistas capazes de se disseminar através de vários

tipos de unidades e inibir as espécies que se deslocam num único tipo de unidade causando, indiretamente, aumento da mortalidade de espécies sensíveis a fragmentação.

Nesse sentido, os possíveis campos de várzeas originalmente existentes nas planícies 1-2 e 5-6 podem ter sido substituídos por espécies com alta capacidade de competição, onde um dos indicativos disso é o considerável predomínio da gramínea *Urochloa mutica* (Forsskal) *Nguyen* nessas paisagens.

Portanto, embora esse tipo de homogeneização ‘natural’ das paisagens possa fazer parte de um processo sucessional, também parece resultar, a curto e talvez a médio prazo, numa redução de diversidade biológica.

Em paisagens perturbadas a ocupação de áreas por espécies generalistas é sempre uma ameaça (Forman & Godron, 1986; Naveh & Liebermann, 1993). Nas paisagens estudadas e em especial nas áreas 3-4 e 5-6, localizadas na região mais à jusante da bacia, a matriz adjacente pode representar importante fonte em potencial de biodiversidade devido, por exemplo, a abundante presença de plantas ornamentais.

Nesse caso, entretanto, essa diversidade também pode ser fonte adicional de distúrbios devido a introdução de espécies invasoras. Estas espécies podem ter ainda importante função na borda dos remanescentes vegetais contribuindo para a extinção de espécies (Metzger, 1999).

Com a finalidade de complementar a visão em escala local das três planícies de inundação estudadas, serão analisadas a seguir as características quantitativas e qualitativas – inclusive àquelas relativas à qualidade da água - do canal do rio Cotia, principal compartimento responsável pela existência e manutenção dessas planícies.

### 5.2.2 CANAL FLUVIAL PRINCIPAL

Anteriormente foram discutidos aspectos envolvendo a visão lateral dos corredores fluviais, ou seja, relativos às planícies de inundação (item 5.2.1). Conforme mencionado, além das planícies os corredores fluviais são formados também pelo canal fluvial principal.

Acredita-se, porém, que a análise deste atributo será melhor compreendido inserindo-se o mesmo no espaço ortogonal em relação à visão anterior. Ou seja, analisando-se o mesmo a partir da visão longitudinal em relação a sua travessia pela paisagem, desde a nascente até a foz do rio Cotia.

A largura do canal fluvial aumenta rio abaixo como resultado do aumento da área de drenagem e da descarga dos tributários. Como reflexo, as demais zonas laterais da paisagem (planície de inundação e áreas de transição) também são ampliadas, devido aos processos erosivos da bacia que levam à formação de feições deposicionais a jusante.

Mudanças longitudinais em rios de elevada ordem ocorrem usualmente ao longo de três zonas do gradiente topográfico (Figura 5.12) (Miller, 1990). A bacia do rio Cotia, por ser um rio de média ordem (ordem 5), apresenta apenas as duas primeiras etapas (zonas 1 e 2).

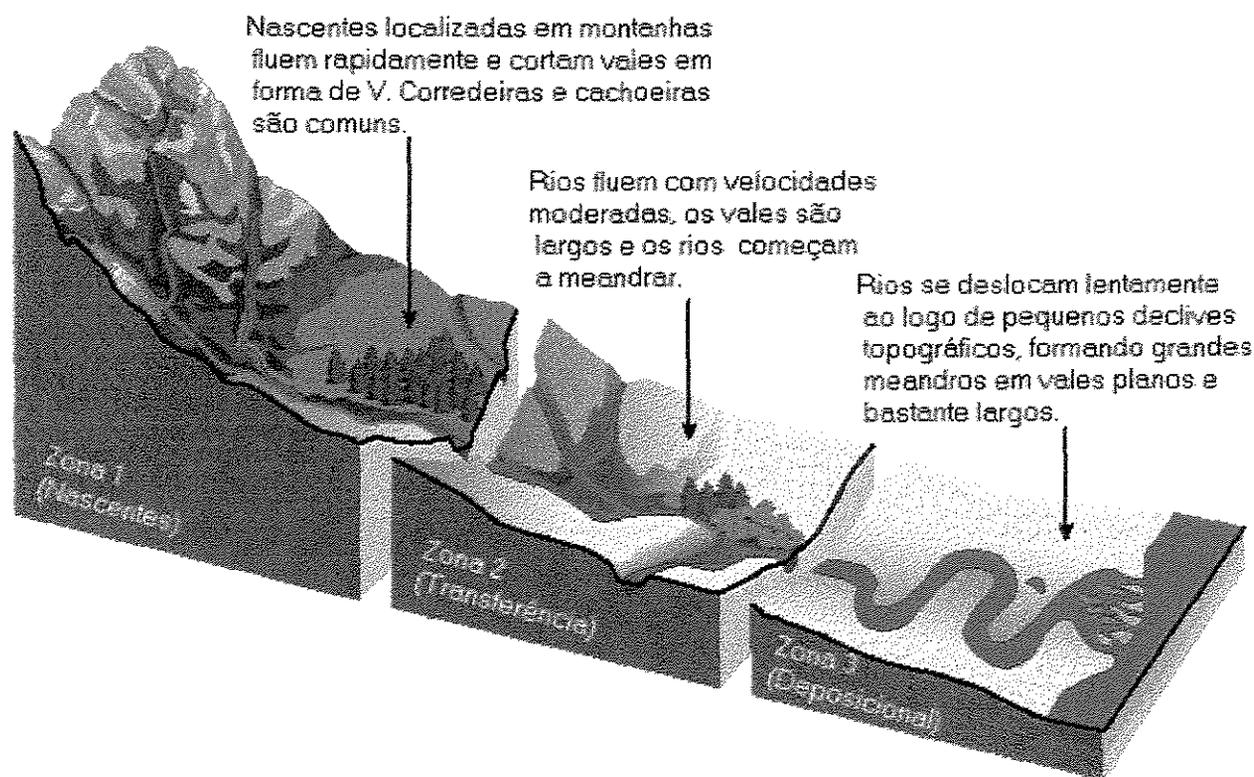


Figura 5.12: Perfis longitudinais característicos de sistemas fluviais. A largura do rio e do vale aumenta da nascente para a foz.

(Fonte: Modificado de FISRWG, 1998).

A 'zona 1' da bacia do rio Cotia situa-se na região do Alto Cotia, onde a declividade topográfica apresenta valor médio de 8%. Mas, principalmente devido à reduzida dimensão dessa bacia (inferior a 110 Km<sup>2</sup>), são muito pequenas as áreas de deposição sedimentar.

Nessa região, existem duas áreas de deposição sedimentar que foram artificialmente formadas devido a elevação do nível de base do rio Cotia, por ocasião do represamento de suas águas (reservatórios Pedro Beicht e represa da Graça).

A vegetação é um elemento importante e altamente variável ao longo do gradiente longitudinal e lateral. Como na zona 1 a planície de inundação é estreita ou inexistente, a presença de comunidades vegetais tolerantes ou dependentes de inundações tendem a ter distribuição limitada.

Embora no fundo do leito fluvial existam líquens aderidos ao fundo rugoso formado por rochas e pedaços de troncos e folhas, acredita-se que nesta zona o principal elemento da paisagem no que se refere à capacidade de manter a produtividade da cadeia alimentar seja a densa e extensa região arbórea adjacente ao rio (Reserva Florestal do Morro Grande).

Atribui-se isso ao fato de nessa região o rio ser mais estreito e sombreado pela mata ciliar, que dificultaria assim a fotossíntese da comunidade aquática local e levaria as demais comunidades (heterotróficas) a dependerem basicamente de fontes alóctones de alimento (detritos) e nutrientes, conforme previsto pela "Teoria do rio Contínuo" (Vannote et al., 1980).

Na interface entre as zonas 1 e 2, que também coincide aproximadamente com a transição entre o Alto e Baixo Cotia, o gradiente topográfico é o mais acentuado da bacia. A jusante dessa área e já situado na zona 2 (Baixo Cotia), o rio Cotia apresenta um conjunto de fatores internos que provavelmente contribuem para um potencial aumento da diversidade biológica no meio aquático.

Dentre esses fatores citam-se: maior variedade da largura e do fluxo hídrico decorrente de pulsos alternados dos tributários e dos meandros fluviais, diferenças na iluminação solar e na temperatura da água e variações morfológicas (ondulação do leito sedimentar<sup>3</sup>, trechos mais rasos alternados com trechos mais profundos) etc.

Além disso, a 'zona 2' apresenta vales com tamanhos e formatos variados que se estendem até 900 metros de largura e são formados por depósitos sedimentares com características sedimentares também diversificadas. Ocorrendo desde areia grossa imediatamente a jusante do Alto Cotia a depósitos silte-argilosos e orgânicos na região mais a jusante da bacia de drenagem, entre a represa Isolina e o rio Tietê.

Complementarmente, esses vales possuem vários tipos de feições geomorfológicas (terraços, 'oxbows'<sup>4</sup>, diques naturais e artificiais, vestígios de meandros abandonados, vários tipos de pequenos sistemas pantanosos etc.) e, conforme descrito no item anterior, com várias formas de uso e ocupação.

Embora essa variedade geomorfológica seja propícia para o desenvolvimento de corredores ripários e possa implicar em aumento da biodiversidade e do potencial 'buffer' para os sistemas fluviais, algumas dessas características, como terraços amplos e planos, têm sido igualmente atrativas à ocupação agrícola, industrial e residencial.

Porém, para adequar as características anteriores à ocupação humana e/ou garantir a perpetuação desta nas planícies, diversas obras de infra-estrutura tem sido construídas diretamente no canal fluvial resultando provavelmente na perda de características funcionais (hidrológicas) e de biodiversidade.

Com a finalidade de conhecer o conjunto dessas alterações e permitir análises comparativas das mesmas nas três planícies de inundação estudadas, são mostradas na tabela a seguir as principais mudanças envolvidas (Tabela 5.8).

---

<sup>3</sup> "ripple marks"

<sup>4</sup> lagos formados a partir do isolamento de um 'braço' meandrante do rio

Tabela 5.8: Principais mudanças nas paisagens locais que afetam o padrão hidrológico do canal fluvial principal.

PAISAGENS			MUDANÇAS ESTRUTURAIS DAS PAISAGENS QUE INTERFEREM NO PADRÃO HIDROLÓGICO DOS CANAIS DAS PLANÍCIES DE INUNDAÇÃO
1-2	3-4	5-6	
sim	sim	não	• drenagem do solo através da construção de canais e canaletas visando o escoamento da água de chuva e rebaixamento do lençol freático;
não	sim	não	• construção de grandes buracos (transformados em lago devido ao suprimento subterrâneo de água), que objetivam a drenagem de água das áreas adjacentes através do bombeamento de água desses buracos para o rio;
não	sim	não	• aprofundamento (mais de 1 metro) e estreitamento do leito do rio, para acelerar o escoamento da água fluvial, conter vazões mais elevadas no leito principal e facilitar a drenagem do solo adjacente;
não	sim	não	• construção de diques nas bordas do rio, tendo em vista aumentar a altura de suas margens e a capacidade de contenção do rio no seu leito principal;
não	sim	não	• destruição dos meandros e retificação do rio, ocasionando escoamento mais rápido e portanto menor tempo de retenção hidráulica;
sim	sim	sim	• remoção da cobertura vegetal das margens imediatamente adjacentes; e
sim	sim	sim	• construção de barragens, com conseqüências a montante e a jusante.

Conforme pode ser visto na tabela anterior as paisagens apresentam alterações em comum, mas também mudanças específicas, ocorridas em apenas uma área. Embora todos os locais estudados tenham sofrido algum tipo de intervenção antrópica, os tipos e extensão das mudanças em cada paisagem parecem diferenciá-las consideravelmente.

Como exemplo, citam-se dois reservatórios - Pedro Beicht e Cachoeira das Graças - destinados ao abastecimento de água que, por localizarem-se no Alto Cotia, alteraram tanto a quantidade quanto à qualidade da água rio abaixo, influenciando, sobretudo, as áreas adjacentes imediatamente à jusante.

Além disso, como a bacia de captação é pequena a construção dessas barragens promoveram a regularização da vazão do rio Cotia, onde resultou na atenuação das enchentes através do controle do nível do rio aproximadamente dentro dos limites da calha do seu canal principal.

Embora nos meses de máximas vazões do sistema no período amostrado (janeiro, fevereiro e dezembro/1998) tenham sido registrados transbordamentos de trechos da calha, as inundações foram de baixa intensidade e curta duração (horas).

Desse modo, acredita-se que a flutuação vertical do rio Cotia tenha sido drasticamente reduzida afetando, conseqüentemente, o fluxo horizontal (espraiamento das águas) através das bordas das planícies de inundação (Figura 5.13); que teria extinguido, por sua vez, o fluxo unidirecional sobre as planícies de inundação.

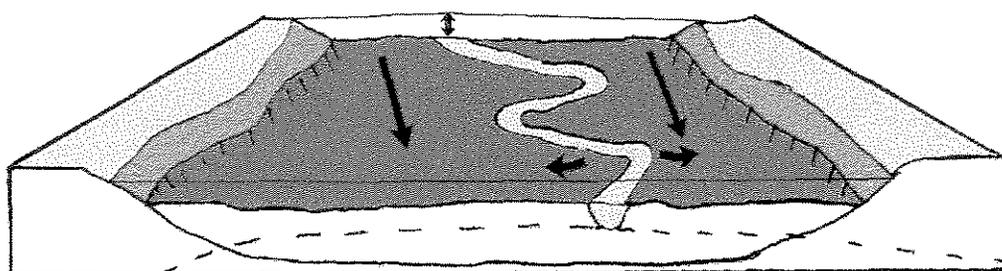


Figura 5.13: Fluxos de água dominantes em rios com planície de inundação em atividade. ↕) flutuação vertical normalmente causada por precipitação, ↔) fluxo bidirecional horizontal através do canal fluvial-planície de inundação, ↘) fluxo unidirecional longitudinal através das planícies de inundação.

Fonte: Adaptada de Brinson (1993)

Como a variabilidade do fluxo fluvial é um fator de influência primária nos processos bióticos e abióticos que determinam a estrutura e dinâmica dos ecossistemas fluviais, acredita-se que essas formas de controle do sistema fluvial venham modificando consideravelmente essas paisagens (FISRWG, 1998).

Até o momento tem-se discutido aspectos estruturais da paisagem e a influência geral dos mesmos na hidrologia do rio Cotia. No item a seguir pretende-se discutir os aspectos relativos à qualidade da água, bem como relacionar estes com o potencial das planícies de inundação atuarem como filtros naturais reduzindo a carga fluvial de poluição.

### 5.3 HIDROLOGIA E QUALIDADE DA ÁGUA

Com a finalidade de dar subsídio e consistência às análises dos dados de qualidade da água coletados no campo (item 5.3.1) apresentaremos a seguir, de maneira condensada, os dados históricos e do ano de 1998 de fluviometria e pluviometria do rio Cotia.

A bacia do rio Cotia apresenta clima sub-tropical, com chuvas abundantes no verão (período entre outubro e março, com precipitação média de 171.7mm/mês) e pico máximo de 343 mm em janeiro. Nos demais meses a característica é de pouca chuva (precipitação média de 68mm/mês), com pico mínimo de 40 mm em agosto.

A Tabela 5.9 mostra a precipitação máxima (MÁX), média (MÉD) e mínima (MÍN) referente ao período de 1967 a 1997 e a precipitação total ocorrida durante 1998 na bacia do Rio Cotia.

Tabela 5.9: Precipitações médias mensais na bacia do rio Cotia (mm), entre 1967 e 1997 e em 1998.

PRECIPITAÇÃO ↓	MESES												Acumulado/ ano (mm)
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Acumulado/ ano (mm)
MÁX	343.4	432	289.9	157.7	222.4	261	213.2	134.6	219.6	231.4	217.2	292.1	
MÉD	235.8	195.3	158.4	80.2	75.6	69.3	50	40.6	92.2	123.6	144	173	1.438
MÍN	114.3	24.1	66.4	4.8	4	4.8	2.1	3.8	5.1	20.9	54.2	81.2	
1998	185.7	280.7	200.9	83.4	81.3	19.8	10.9	71.0	97.4	178.6	57.2	146.0	1.400

Fonte: SABESP (1999)

A variabilidade temporal desses dados encontra-se representada graficamente através da Figura 5.13.

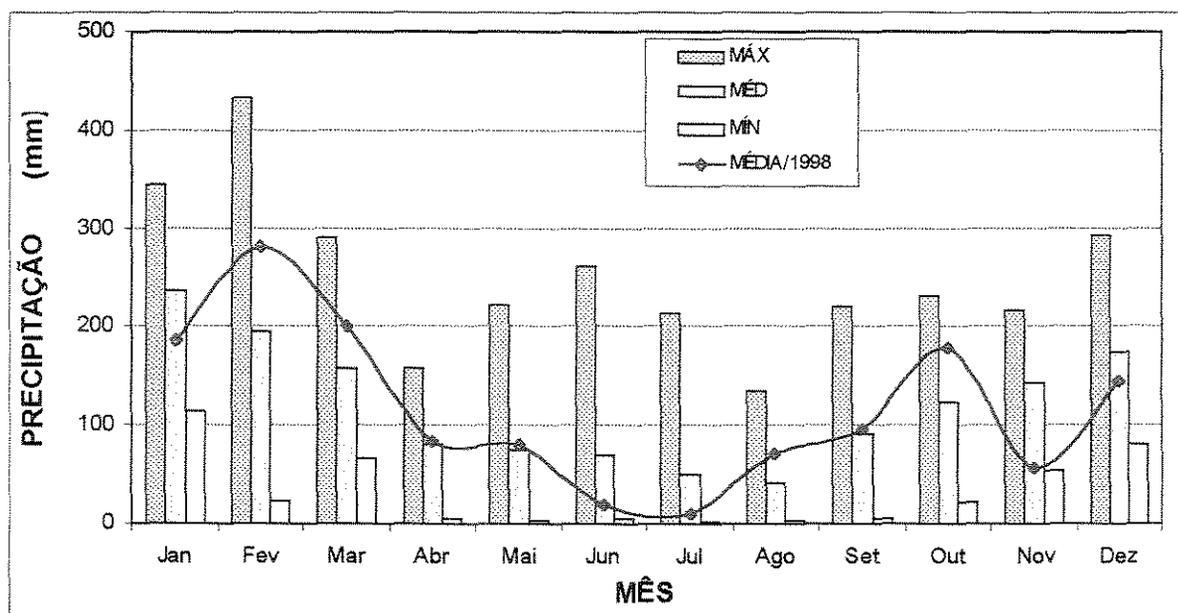


Figura 5.13: Precipitação média mensal na bacia do rio Cotia (mm) - Período: 1967 a 1997 - e precipitação média mensal em 1998.

Analisando-se a Tabela 5.9 e Figura 5.13 verifica-se que a precipitação média na bacia do rio Cotia se manteve dentro da média estatística de 118 mm/mês e 1.400 mm/ano, com 111 dias de chuva durante o ano de 1998. Sendo que apenas nos meses de junho, julho e novembro houve redução significativa da precipitação de 71, 89 e 60% respectivamente.

A Tabela 5.10 mostra os dados de vazão máxima (MÁX), média (MÉD) e mínima (MÍN) referentes ao período entre 1975 e 1997 e a vazão ocorrida em 1998 na bacia do rio Cotia, de acordo com o posto I-1 (Isolina – Baixo Cotia).

Tabela 5.10: Vazões médias mensais na bacia do rio Cotia (m<sup>3</sup>/s), entre 1975 e 1997 e em 1998.

VAZÕES	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	MÉDIA
MAX	6,65	23,3	8,58	7,21	5,62	13,4	5,00	4,23	5,71	6,09	5,42	6,5	
MÉD	4,05	6,07	4,32	3,24	2,73	3,24	3,07	2,00	2,46	2,43	2,79	3,31	3,31
MÍN	1,36	1,65	1,90	1,45	0,91	0,79	0,53	0,35	0,80	0,52	0,65	0,78	
MÁXIMA/1998	9,93	13,1	14,0	5,41	9,42	4,06	1,93	9,32	4,11	11,6	2,41	11,0	
MÉDIA/1998	3,79	6,83	6,55	2,85	2,85	1,85	1,54	1,98	1,82	3,48	1,51	3,18	3,18
MÍNIMA/1998	1,50	2,05	0,67	1,78	1,78	1,57	1,07	1,29	0,56	1,55	1,29	1,16	

Fonte: SABESP (1999)

A variabilidade temporal desses dados encontra-se representada graficamente através da Figura 5.14.

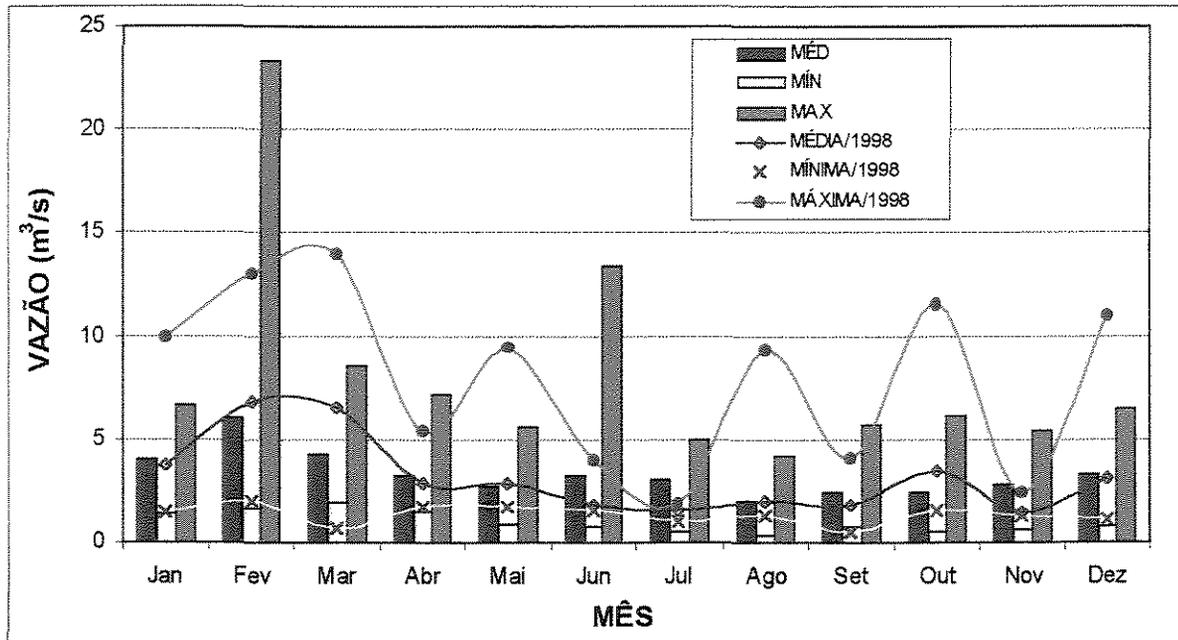


Figura 5.14: Vazão mensal média, máxima e mínima na bacia do rio Cotia ( $m^3/s$ ) entre 1975 e 1997 e vazão mensal média, máxima e mínima em 1998. Local de medição: Isolina (I-1).

A Figura 5.14, também mostra em 1998 vazões médias muito próximas das médias históricas. Entretanto, as vazões máximas mostraram-se em vários meses (janeiro, março, maio, agosto, outubro e dezembro) 177% acima das vazões máximas históricas para igual período.

Tendo-se em vista que as precipitações média e máxima estiveram dentro da média histórica, esse aumento da vazão sugere um aumento relativo do escoamento superficial de água cuja origem pode estar relacionada com o crescimento do perímetro urbano e a conseqüente impermeabilização de sua superfície.

Desta maneira, uma das implicações dos picos de vazão verificados seria o maior poder de destruição dos pulsos de água, pois se estes tendem a ser mais curtos (menor duração) a energia cinética (velocidade) dos mesmos tende a aumentar de maneira inversamente proporcional.

Além disso, o registro desses pronunciados picos de vazão podem estar associados também a eliminação ou redução das planícies de inundação, as quais funcionam como bolsões (“buffer”) para o espraiamento e atenuação do seu poder de destruição e armazenamento temporário das águas fluviais (Wetzel, 1983; Mitsch & Gosselink, 1995; Esteves, 1998).

### 5.3.1 QUALIDADE DA ÁGUA

Os dados de qualidade da água do rio Cotia, determinados a partir de análises físico-químicas e bacteriológicas das amostras de água coletadas entre janeiro e dezembro de 1998, serão apresentados e discutidos a seguir na forma de gráficos e tabelas.

Cada gráfico mostra a variação espaço-temporal de um conjunto de dados de um parâmetro em especial. Os segmentos de reta 1-2, 3-4 e 5-6 associados ao eixo das ordenadas (X), relacionam-se aos três trechos do rio Cotia que possuem as respectivas planícies de inundação estudadas. Os valores dos parâmetros antes e após atravessar a planície de inundação encontram-se interligados por um segmento de reta, onde cada data de coleta será mostrada por uma cor distinta.

Após a exibição de cada gráfico será mostrada também uma tabela com os dados quantitativos (percentuais) relativos aos gráficos, de modo a auxiliar a interpretação dos gráficos e melhor quantificar as alterações de concentração de cada parâmetro estudado.

Conforme prática usualmente empregada em métodos de análise de parâmetros de qualidade da água em ambientes lóticos (Gilbert, 1987). Nos casos de coletas de água realizadas durante pulsos reconhecíveis de água durante o trabalho de campo, os dados coletados serão desconsiderados, conforme ocorreu nos pontos de coleta 3 e 4 nos meses de junho (descarga de efluente doméstico *in natura* e industrial) e dezembro (precipitação intensa e pulsos alternados de água – enxurrada – nas horas que antecederam a coleta e durante a coleta).

Nas datas de coleta cuja concentração de nutrientes no ponto de entrada das planícies de inundação for considerada muito baixa a amostra será excluída. Este procedimento será adotado para que pequenas oscilações nos valores muito baixos - próximos ou iguais a zero - não tenham pesos percentuais elevados demais a ponto de induzir a erros de interpretação no somatório das médias.

Sendo assim, os valores considerados muito baixos serão sublinhados nas tabelas a seguir. Os dados considerados impróprios devido a problemas no momento da coleta (causados por pulsos de efluentes e/ou fluviais) ou por serem julgados aberrantes e estatisticamente fora da 'distribuição Gaussiana' não serão considerados para efeito dos cálculos estatísticos e estarão discriminados em **negrito**.

### 5.3.1.1 COLIFORMES TOTAIS E FECAIS

As bactérias estão universalmente presentes nas fezes humanas, com população média ao redor de  $10^{11}$  organismos por grama e a quantidade de organismos patogênicos contidos nos esgotos domésticos é dependente da ocorrência de doenças na população (Kadlec & Knight, 1996).

Especialmente pelo fato de no Brasil a água utilizada para o abastecimento corresponder, na maior parte dos casos, a um reuso indireto não planejado<sup>1</sup> (Mancuso, 1988 e 1992), antes do esgoto ser lançado nos corpos de água para posterior captação o mesmo deveria ser previamente tratado visando, inclusive, a sua desinfecção e evitando assim doenças de veiculação hídrica.

Entretanto, o percentual de esgoto coletado e tratado antes de ser lançado nos rios brasileiros é muito baixo (respectivamente, 47% e 8%, segundo IBGE, 1994).

---

<sup>1</sup> **Indireto não planejado:** ocorre quando a água, já utilizada uma ou mais vezes em alguma atividade humana, é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada à jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. **Indireto planejado:** ocorre quando os efluentes, depois de convenientemente tratados, são descarregados de forma planejada e controlada nos corpos de água de modo a serem diluídos.

Nesse sentido o potencial auto-purificador dos sistemas fluviais, sobretudo nos trechos em que estes atravessam planícies de inundação da planície de inundação, parece representar um importante mecanismo para pelo menos amenizar o nível de contaminação dos mananciais.

Essa descontaminação natural é ocasionada pela presença de condições adversas às bactérias e vírus como: baixa temperatura (relativamente aos animais de sangue quente), presença de radiação solar ultra-violeta, condições químicas desfavoráveis, predação e sedimentação (Soto et al., 1998; Khatiwada & Polprasert, 1998; Green et al., 1997; Hatano et al., 1993; Gersberg, et al., 1989).

As bactérias do grupo coliformes presentes nos cursos d'água, embora tenham sua origem no intestino de animais de sangue quente como bovinos, eqüinos, aves e animais silvestres etc., têm sua procedência, freqüentemente, associada com a presença de fezes humanas principalmente em áreas urbanas, onde são grandes os lançamentos de efluentes domésticos ( in natura) nos corpos de água (Henry e Heinke, 1996).

Como a bacia do Baixo rio Cotia apresenta elevado nível de antropização, onde recebe a descarga parcial ou total de efluentes domésticos de cinco municípios (Cetesb, 1996), a detecção de coliformes no rio Cotia será, basicamente, associada à presença humana.

Acredita-se que os pontos de coleta um e dois (Figura 5.15), por receberem parcialmente o desagüe do Alto Cotia (Reserva do Morro Grande) e por estarem parcialmente localizados em área rural e sub-urbana de baixa densidade populacional, não recebam grandes quantidades de efluentes domésticos.

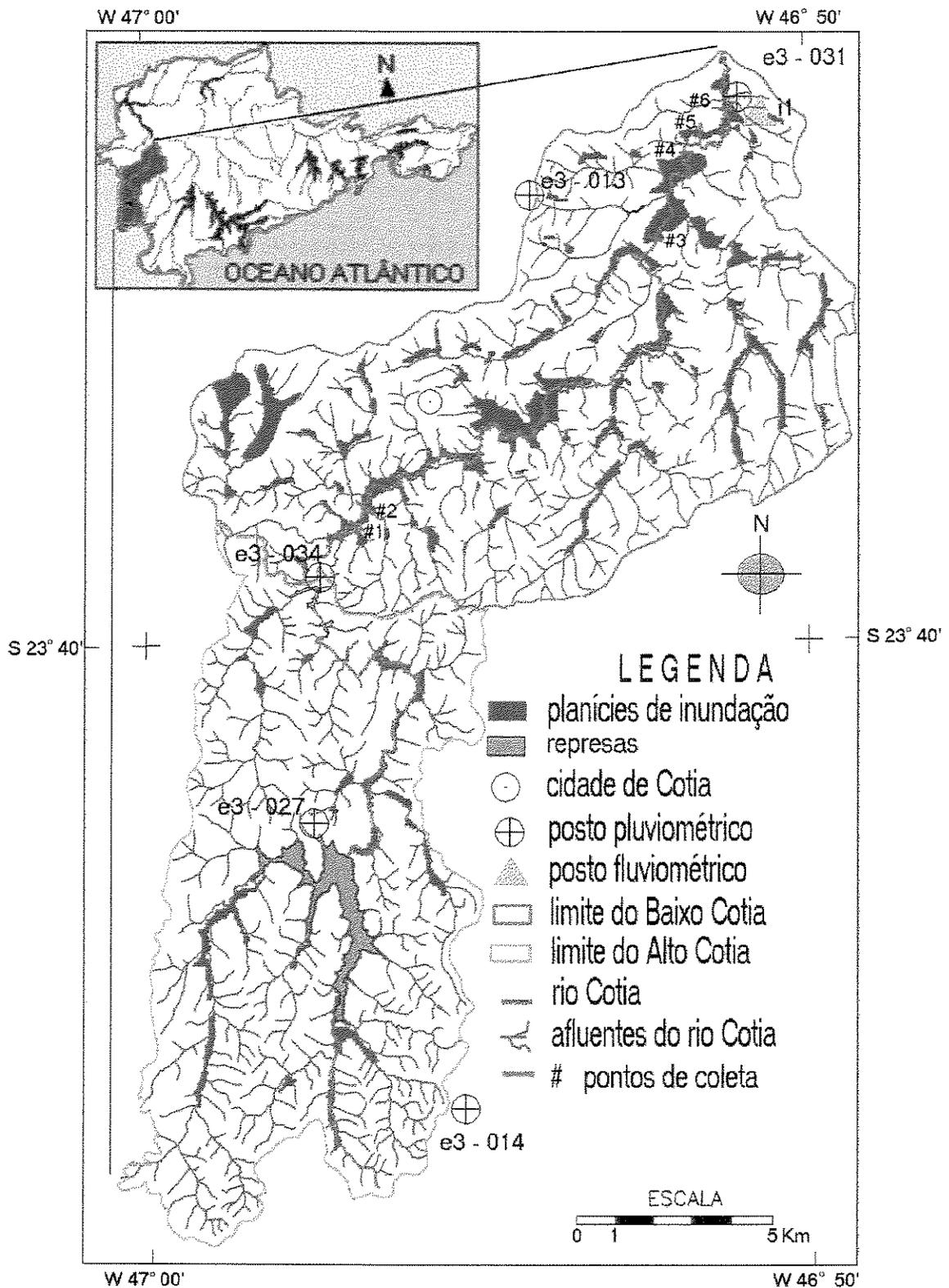


Figura 5.15: Localiza o da bacia hidrográfica do rio Cotia na bacia do Alto Tietê, de sua rede de drenagem, planícies de inunda o e pontos de coleta pluviométrica e fluviométrica.

A jusante destes pontos, após o rio Cotia atravessar áreas urbanas com média<sup>2</sup> a alta<sup>3</sup> densidade demográfica, o rio passa através das outras duas planícies de inundação estudadas, as quais recebem grandes cargas de efluentes cujos níveis de coliformes não raramente atingem concentrações que se equiparam àquelas verificadas em estações de tratamento de esgoto (ETE), com valores acima de  $1 \times 10^6$  NMP/100 ml (Cetesb, 1996).

O gráfico da Figura 5.16 mostra redução na concentração de coliformes totais em todas as datas de coleta entre os pontos 1 e 2 (excetuando-se outubro), com eficiência média de remoção de 63%. O resultado referente a outubro será discutido ao final dos comentários sobre coliformes fecais.

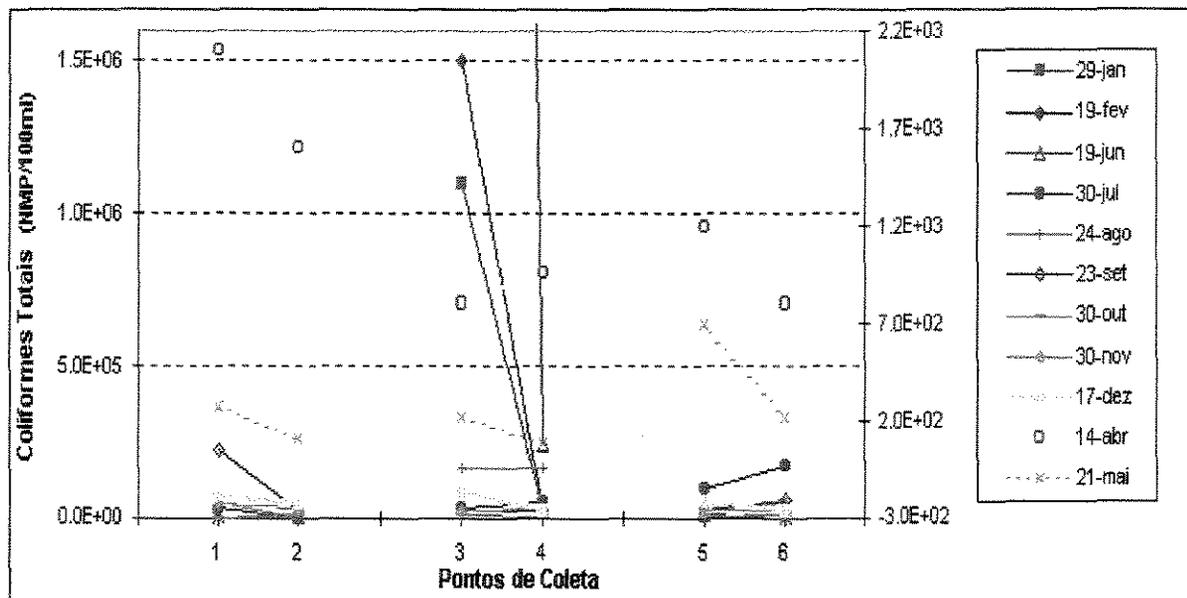


Figura 5.16: Variação espaço-temporal da concentração de coliformes totais. As linhas sólidas têm como referência o eixo da esquerda e as linhas tracejadas tem como referência o eixo da direita.

<sup>2</sup> as áreas urbanas com média densidade populacional referem-se aos condomínios horizontais de alto padrão existentes na região ou áreas semi-urbanizadas (chácaras)

<sup>3</sup> as áreas urbanas com alta densidade populacional refere-se principalmente ao centro de Cotia e periferias, cujo território apresenta-se ocupado de forma intensiva.

A Figura 5.16 também mostra grande decréscimo médio na concentração de coliformes totais entre os pontos 3 e 4, com 21% de remoção. Neste caso, porém, houve acentuada oscilação variando desde 99% de remoção até 77% de acréscimo, conforme pode ser verificado em termos percentuais pela tabela a seguir (Tabela 5.11).

Tabela 5.11: Percentual de mudanças de coliformes totais. Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam melhora do parâmetro estudado entre o ponto a montante e a jusante.

Coliformes Totais						
Datas/Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98	-	+98	0		-1.077.000,0	0,0
19-Fev-98	-	+99	-11		-1.480.000,0	2.000,0
14-Abr-98	+24	-19	+33	-500,0	150,0	-400,0
21-Mai-98	+59	+59	+69	-160,0	-130,0	-480,0
19-Jun-98	+62	+99	+92	-800,0	-15.760.000,0	-14.700,0
30-Jul-98	+96	-79	-89	-28.900,0	22.000,0	80.000,0
24-Ago-98	+94	0	-127	-47.000,0	0,0	28.000,0
23-Set-98	+91	0	-165	-202.000,0	0,0	33.000,0
30-Out-98	-433	+36	-44	13.000,0	-5.000,0	4.000,0
30-Nov-98	+38	-4	+4	-17.000,0	1.000,0	-1.000,0
17-Dez-98	+42	+77	+60	-31.000,0	-68.000,0	-30.000,0
<b>Eficiência Média</b>	<b>+63</b>	<b>+21</b>	<b>-16</b>	<b>-40.920,0</b>	<b>-282.108,9</b>	<b>8.368,3</b>

Ainda em relação ao segmento 3-4, os resultados mostram que quando foi ultrapassada a concentração de  $10^6$  (milhão de coliformes) à montante (ponto amostral 3) houve uma diminuição de  $1,1 \times 10^6$  para  $2,3 \times 10^4$  (em janeiro), de  $1,5 \times 10^6$  para  $2,0 \times 10^4$  (em fevereiro) e de  $1,6 \times 10^7$  para  $2,4 \times 10^5$  (em junho), resultando assim nos melhores desempenhos, com remoção de respectivamente de 98, 99 e 99% dos coliformes totais.

Segundo Kadlec & Knight (1996), a eficiência na remoção de coliformes é proporcional a concentração destes na água. Deste modo, conforme os dados mostrados no parágrafo anterior, os resultados encontrados são coerentes ao previsto na literatura cabendo ressaltar ainda que, tendo em vista a elevada concentração inicial de coliformes, a diminuição em duas ordens de grandeza dos mesmos possui grande significado do ponto de vista do saneamento ambiental.

Em agosto, setembro e novembro não foram verificadas praticamente nenhuma alteração nos níveis de coliformes totais e em abril e julho foram encontrados valores negativos. Embora tenha sido determinada uma remoção de 99% em junho, estes dados foram excluídos da média geral de desempenho do sistema, tendo em vista haver sido constatado durante o período de coleta o lançamento de grande volume de esgoto *in natura* no rio, causando um pulso de massa de água que provavelmente afetou de maneira desigual os pontos amostrais 3 e 4.

A planície de inundação entre os pontos 5 e 6 mostrou o pior desempenho médio (16% de acréscimo) e elevada alternância entre a entrada ( $2.5 \times 10^4 \pm 2.5 \times 10^4$ ) e saída de água ( $3.4 \times 10^4 \pm 4.9 \times 10^4$ ); onde os piores desempenhos ocorreram no período de menor vazão (pico da estiagem), entre os meses de julho e setembro, com considerável aumento médio na concentração de coliformes totais (127%).

A Figura 5.17 e Tabela 5.12 mostram a variação de coliformes fecais nos seis pontos de coleta, onde verifica-se entre o par de pontos 1 e 2 decréscimo geral na concentração de coliformes fecais. Conforme mostrado na tabela a seguir, a eficiência média de remoção de coliformes fecais entre esses pontos foi de 53% (excetuando-se outubro e novembro).

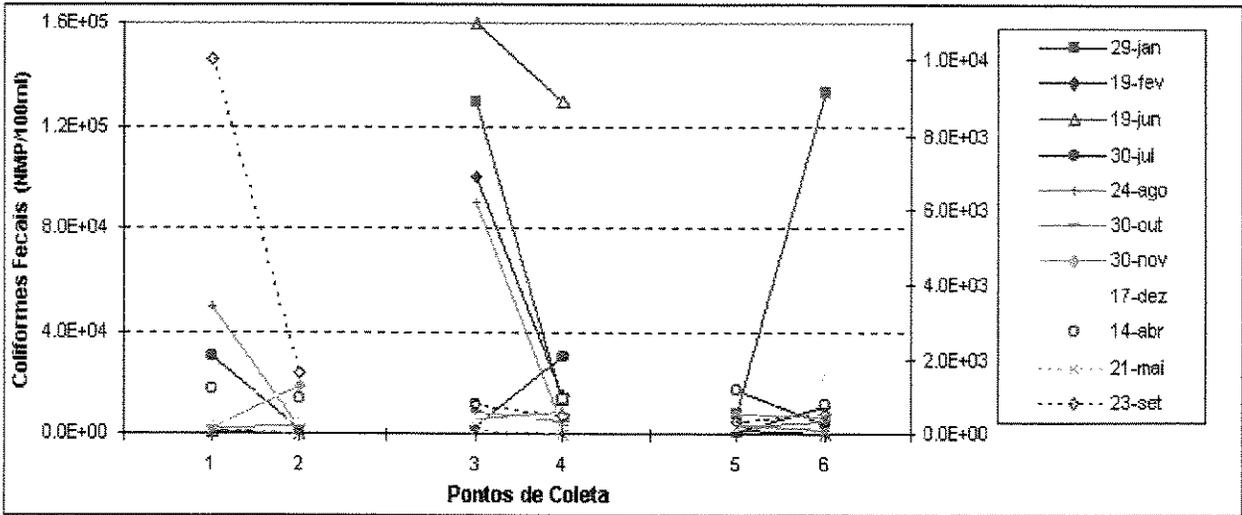


Figura 5.17: Variação espaço-temporal da concentração de coliformes fecais. As linhas sólidas têm como referência o eixo da esquerda e as linhas tracejadas tem como referência o eixo da direita.

Tabela 5.12: Percentual de mudança de coliformes fecais. Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam melhora do parâmetro estudado entre o ponto a montante e a jusante.

Coliformes Fecais						
Datas/Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98		+90	-1563		-117.000,00	125.000,00
19-Fev-98		+85	-2100		-85.000,00	10.500,00
14-Abr-98	+21	-19	+33	-250,00	150,00	-400,00
21-Mai-98	+78	+87	+57	-70,00	-96,00	-120,00
19-Jun-98	+73	+19	+84	-580,00	-30.000,00	-1.430,00
30-Jul-98	+96	-1054	+80	-28.900,00	27.400,00	-13.600,00
24-Ago-98	+95	+96	+48	-47.700,00	-86.600,00	-1.600,00
23-Set-98	+83	+39	-63	-8.348,00	-304,00	216,00
30-Out-98	-25	+44	-67	600,00	-4.000,00	2.000,00
30-Nov-98	-692	-50	+20	16.600,00	3.000,00	-1.600,00
17-Dez-98	0	-40	-633	0,00	2.000,00	19.000,00
Eficiência Média	+64	+47	+24	-12264	-36231	-2067

Uma vez que o valor de acréscimo de coliformes fecais do mês de novembro situou-se muito acima da média verificada para os demais meses, procedeu-se à aplicação de um teste estatístico (teste-t) que mostrou estar esse valor significativamente fora dos padrões amostrais dos demais meses, no qual resultou na exclusão desse dado com 95% de confiança ( $\alpha=0.05$ ).

A planície de inundação entre os pontos de coleta 3 e 4 apresentou percentual de eficiência intermediária entre as demais planícies de inundação (Tabela 5.12), com remoção média de 47%. Esta área apresentou, porém, as maiores entradas de coliformes fecais, as quais atingiram inclusive concentrações superiores a  $10^5$  (NMP/100ml).

Apesar dessas elevadas cargas, o sistema reagiu positivamente no processo de desinfecção da água fluvial. Conforme pode ser verificado pela tabela 4, nos meses de maior eficiência o declínio na concentração de coliformes fecais passou de  $1,3 \times 10^5$  para  $1,3 \times 10^4$  (em janeiro) e de  $9,0 \times 10^4$  para  $3,4 \times 10^3$  (em agosto), onde foram registradas melhorias de respectivamente 90% e 96%.

Os piores desempenhos foram verificados nos meses de novembro e dezembro, com média negativa de remoção, ou seja, acréscimo de 45%.

Entre os pontos de coleta 5 e 6 foram registrados os melhores resultados em junho e julho, com melhoria de respectivamente 84 e 80% na concentração de coliformes fecais. Dentre as três planícies de inundação estudadas esta alcançou o pior desempenho, com remoção média de 24%.

Em relação aos pontos de coleta a jusante de cada planície de inundação, foram verificados consideráveis acréscimos de coliformes fecais nos meses de novembro (ponto de coleta 2), julho (ponto de coleta 4) e janeiro, fevereiro e dezembro (ponto de coleta 6).

Se por um lado parece ser possível a contaminação dos pontos 2 e 4 através de lançamentos clandestinos de esgoto, no ponto 6, pela frequência e valor acrescido, a contaminação parece ser a hipótese mais provável.

Acredita-se que as mais elevadas concentrações de coliformes totais e fecais durante o verão, possam ser atribuídas aos seguintes fatores:

- rede de esgoto ligado às galerias pluviais: como muitas residências possuem ligações clandestinas da rede de esgoto nas galerias pluviais, por ocasião das chuvas de verão, estas aumentam seu nível de contaminação por coliformes;
- desinfecção térmica: é possível que a eficiência da descontaminação nessa época seja menor pelo fato das mais altas temperaturas desta época serem menos agressivas à fisiologia dessas bactérias;
- águas de tempestade: as freqüentes chuvas de verão atuam também 'lavando' e removendo as bactérias do chão e dos sistemas de drenagem urbana, conduzindo-as até os rios (Hammer, 1989).

### 5.3.1.2 TOTAIS SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (TSS)

Os corpos de água apresentam na sua constituição uma fração orgânica e outra inorgânica, ambas na forma dissolvida e particulada. Os totais sólidos em suspensão (TSS) são formados por material particulado<sup>4</sup> e representam importante parâmetro na determinação da qualidade da água, pois afetam o gosto, aparência e sabor da água destinada ao abastecimento e se relacionam também a vários processos biológicos e químicos, como a fotossíntese e ocorrência de nutrientes adsorvidos como o fósforo (Di Bernardo, 1993; Holland, 1996).

Excluindo-se os dados amostrais coletados durante pulsos de vazão, a concentração de TSS ao longo dos segmentos 1-2, 3-4 e 5-6 do rio Cotia teve média e desvio padrão de respectivamente 14±8 mg/l, 37±20 mg/l e 46±22 mg/l. Considerando-se todos os eventos, os resultados anteriores foram substancialmente alterados passando a ter média e desvio padrão de respectivamente 110±231 mg/l, 238±632 mg/l e 81±110 mg/l.

---

<sup>4</sup> os compostos particulados são aqueles maiores do que 0,45 micrômetros e sua fração inorgânica é aquela que não se evapora a temperaturas superiores a 550°C (Henry e Heinke, 1996)

Estes dados mostram o quanto as vazões modificam a qualidade da água pois, assim como o TSS outros parâmetros também oscilam com ordens de magnitude similares o que dificulta a análise dos dados em geral, exigindo complementarmente o uso de dados hidrológicos em auxílio às interpretações.

Encontram-se descritos a seguir dois episódios que afetaram exclusivamente os pontos de amostragem 1 e 2 onde, devido ao seu caráter seletivo em relação ao conjunto das amostras, levou à exclusão seletiva dos dados:

- em abril o ponto de coleta 1 (entrada da planície de inundação) teve concentração de TSS igual a zero (0mg/l). No ponto de saída desta área (2), foi determinada concentração maior do que a de entrada (20mg/l), sendo que a totalidade do TSS acrescentado teve origem orgânica e teria se originado da vegetação aquática existente na planície de inundação. Embora o valor de saída ainda seja consideravelmente baixo, o percentual de aumento em relação ao valor de entrada (zero) é muito alto (infinitesimal), induzindo-se assim a uma interpretação errônea da eficiência do sistema.
- na manhã da coleta realizada em outubro foi lavado o tanque de decantação da estação de tratamento de água do Alto Cotia –localizado próximo e a montante dos pontos de coleta 1 e 2. Por isso, foi lançado na água grande quantidade de sedimento e de compostos químicos residuais que induziram à floculação do material em suspensão (hidróxido de alumínio). Isso afetou de maneira diferenciada os pontos de coleta porque, além da distância entre ambos, a enxurrada formada com o produto da lavagem dos tanques atingiu de maneira desigual os pontos de coleta.

No que se refere à capacidade de retenção do sistema fluvial (incluindo-se os alagados da planície de inundação), os pontos 1 e 2 apresentaram menores concentrações absolutas e remoção sistemática de TSS (Figura 5.18 e Tabela 5.13), cuja eficiência média foi de 34%.

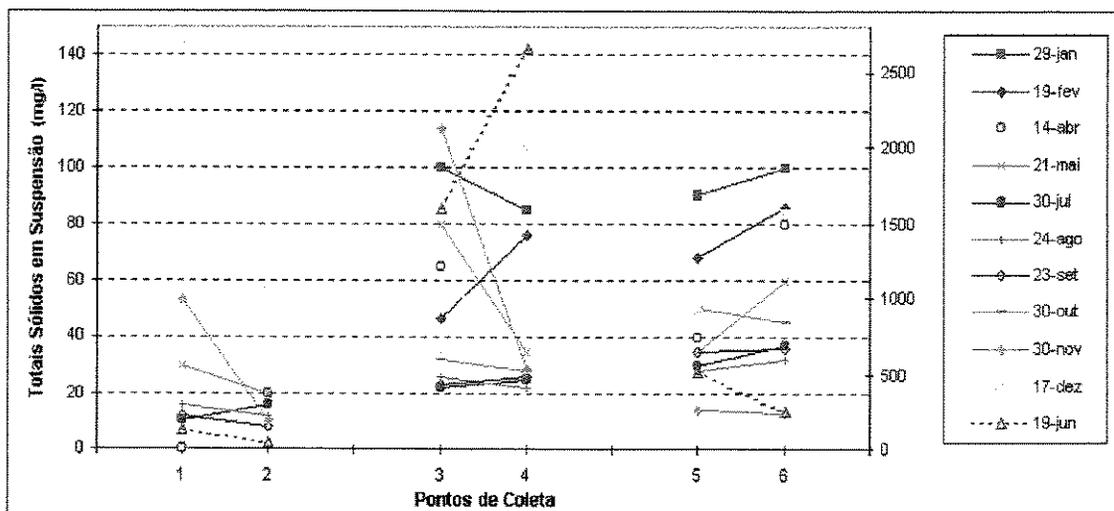


Figura 5.18: Variação espaço-temporal da concentração de totais sólidos em suspensão (TSS). As linhas sólidas têm como referência o eixo da esquerda e as linhas tracejadas tem como referência o eixo da direita.

A área entre os pontos 3 e 4 apresentou remoção irregular e o balanço final revelou melhoria de 16%. Entre os pontos 5 e 6 ocorreu aumento na concentração de TSS em praticamente todas as datas de coleta, resultando em um acréscimo médio de 18%.

Tabela 5.13: Percentual de mudança de totais sólidos em suspensão (TSS). Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam melhora do parâmetro estudado entre o ponto a montante e a jusante.

TSS						
Datas\Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98		+15	-11		-15	10
19-Fev-98		-65	-26		30	18
14-Abr-98	<<<<-19900	+62	-100	20	-40	40
21-Mai-98	+338	+56	+71	-10	-45	25
19-Jun-98	+66	-66	+51	-86	1055	-265
30-Jul-98	-60	-14	-23	6	3	7
24-Ago-98	+25	+15	-14	-4	-4	4
23-Set-98	+33	-13	-3	-4	3	1
30-Out-98	-97	+13	+10	455	-4	-5
30-Nov-98	+81	+75	+7	-43	-85	-1
17-Dez-98	+61	-206	-71	-88	72	35
<b>Eficiência Média</b>	<b>+34</b>	<b>+16</b>	<b>-18</b>	<b>-33</b>	<b>-17</b>	<b>-15</b>

O bom desempenho médio verificado entre os pontos 1 e 2 pode ser atribuído ao fato deste local estar situado em uma região com menos perturbações antrópicas, onde o leito do rio apresenta-se menos profundo e inclinado, resultando em menor hidrodinâmica e tempo de residência hidráulica (Tabela 5.14).

Tabela 5.14: Velocidade média da corrente no rio Cotia no momento das coletas.

		MESES											Média
		Planícies de inundação	1	2	4	5	6	7	8	9	10	11	
VELOCIDADE DA CORRENTE (m/s)	1-2				0.11	0.22	0.33	0.12	0.15	0.23	0.30	0.35	0.23
	3-4	0.77					0.80		0.80	0.59	0.69	0.60	0.70
	5-6		0.55	0.67	0.57	0.79	0.63	0.52	0.90	0.54	0.48	0.61	0.63

Além disso, a presença de hidrófitas na maior parte da planície de inundação, bem como nas bordas do canal fluvial, teria contribuído para reduzir a velocidade do fluxo do rio na medida em que a mesma provavelmente aumentou o atrito com o mesmo.

O baixo desempenho médio verificado nos trechos 3-4 pode ser atribuído à elevada carga de TSS recebida de regiões à montante (paisagem regional) e ao elevado nível de intervenção antrópica na planície de inundação (paisagem local), tais como: substituição das hidrófitas<sup>5</sup> em parte da planície de inundação por gramíneas com finalidade estética, estreitamento e aprofundamento do canal fluvial e presença de diques de restrição do fluxo de água em parte da planície de inundação, resultando no aumento da hidrodinâmica fluvial e, por consequência, na maior capacidade de transporte de sedimentos.

Embora o trecho 3-4 do rio tenha nível de conservação inferior ao do segmento 5-6, foi verificado neste aumento da concentração de TSS. O desempenho negativo do mesmo pode ser parcialmente atribuído à elevada velocidade média de suas águas. Isoladamente, entretanto, essa informação não se sustenta necessitando analisar-se o conjunto dos dados de qualidade de água no sentido de obterem-se informações adicionais.

<sup>5</sup> hidrófita é vegetação adaptada para viver em ambientes alagados ou sob estresse hídrico

Para complementar às informações relativas aos TSSs e tentar estabelecer uma relação entre a eficiência das planícies de inundação com o tipo de carga (orgânica e inorgânica) existente nos TSSs, serão discutidas a seguir a proporção entre esses componentes orgânicos e inorgânicos nos sistemas aquáticos.

A proporção dos mesmos varia em função da geomorfologia bem como dos tipos de uso e cobertura da bacia da captação. Em regiões antropizadas, a remoção da cobertura vegetal torna o solo desprovido de proteção e resulta, nos períodos de precipitação, na erosão de consideráveis cargas (inorgânicas) do mesmo, provocando assoreamento e eutrofização dos corpos de água (Odum, 1986).

Em áreas urbanas e industriais a procedência e tipo do efluente são muito importantes a medida em que normalmente os efluentes municipais se caracterizam pela presença de maiores cargas orgânicas, enquanto os efluentes industriais são freqüentemente associados às cargas inorgânicas (Kadlec e Knight, 1996).

Neste sentido a carga orgânica na área menos antropizada (pontos de coleta 1 e 2) foram em média de 67%, alcançando várias vezes 100%. Atribui-se esse resultado ao fato da maior parte da bacia de captação até esse ponto possuir um bom estado de conservação, propiciado pela Reserva Florestal do Morro Grande (Alto Cotia).

Por outro lado, a carga orgânica nas áreas mais antropizadas (pontos 3, 4, 5 e 6) é de 43%. O que significa uma maior perda de solo (inorgânico) nas áreas mais antropizadas, sobretudo sabendo-se que a concentração média dessa fração nas áreas anteriores é 91% superior a dos pontos 1 e 2.

Portanto, pode-se concluir que a maior parte dos TSS que atingem as planícies de inundação situadas nas regiões mais a jusante do Rio Cotia (pontos 3, 4, 5 e 6) correspondem a fração inorgânica enquanto, ao contrário, a fração orgânica predomina na região localizada mais a montante do rio (pontos 1 e 2) (Tabela 5.15).

---

<sup>5</sup> hidrófita é vegetação adaptada para viver em ambientes alagados ou sob estresse hídrico

Tabela 5.15 : Percentual das frações orgânicas e inorgânicas de cada amostra de TSS coletada ao longo de cada mês.

MESES	FRAÇÃO INORGÂNICA						FRAÇÃO ORGÂNICA						
	PONTOS DE COLETA												
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	
29-Jan			70	65	61	70			30	35	39	30	
19-Fev			74	76	76	77			26	24	24	23	
14-Abr	0	0	54	0	38	63	100	100	46	100	63	38	
21-Mai	0	0	50	0	0	8	100	100	50	100	100	92	
19-Jun	8	48	72	64	65	39	92	52	28	36	35	61	
30-Jul	30	44	55	84	67	62	70	56	45	16	33	38	
24-Ago	63	17	65	55	68	56	38	83	35	45	32	44	
23-Set	25	13	39	46	57	64	75	88	61	54	43	36	
30-Out	57	55	81	79	84	80	43	45	19	21	16	20	
30-Nov	94	70	89	93	79	69	6	30	11	7	21	31	
17-Dez	30	39	29	36	27	30	70	61	71	64	73	70	
Média (%)	23	19	63	49	54	54	77	81	37	51	46	46	
Eficiência (%)	+6		+18			-64			+15		+13		-24

Os dados de remoção média da tabela mostram que o rio Cotia ao atravessar as planícies de inundação localizadas entre os pontos de coleta 1-2, 3-4 e 5-6 diminui a carga relativa de TSS inorgânico em respectivamente 6%, 18%, -64% e de TSS orgânico em respectivamente 15%, 13%, -24%.

Além disso, os dados indicam variações sazonais na proporção das frações orgânicas e inorgânicas (Tabela 5.15 e Figura 5.19), onde estas alcançam concentrações máximas no início do período chuvoso (novembro) com até 94% do material em suspensão e concentrações mínimas no término deste período (abril-maio) com 0%.

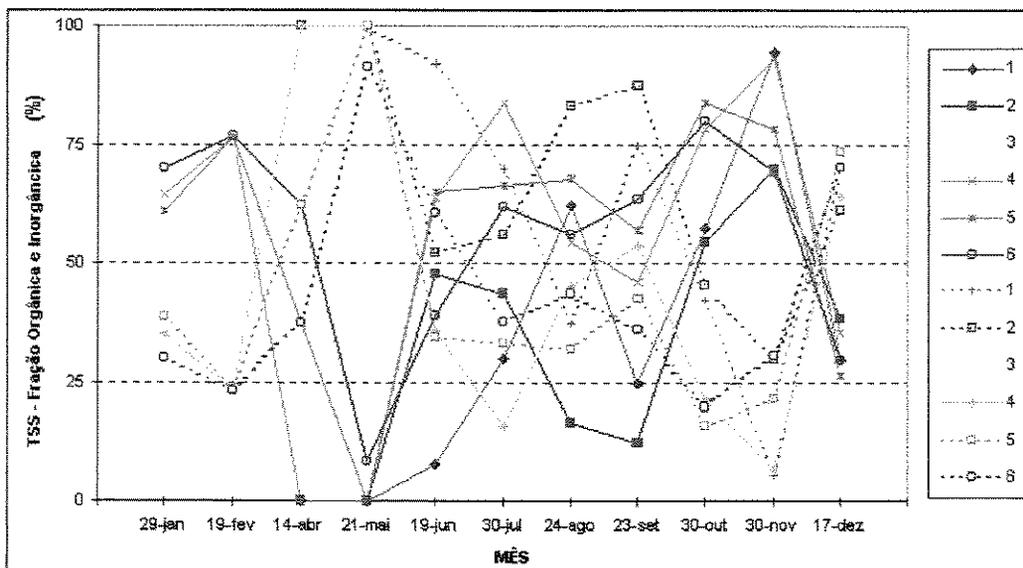


Figura 5.19: Variação percentual mensal das frações orgânicas (linhas tracejadas) e inorgânicas (linhas cheias) dos totais sólidos em suspensão (TSS) para cada ponto de coleta (cf. indicado na legenda). As linhas de uma mesma cor se referem aos TSS coletados na mesma data.

Portanto, ao atravessar as planícies de inundação 1-2 e 3-4, o rio Cotia apresentou uma redução tanto da carga orgânica quanto da inorgânica e, ao contrário, ao atravessar a área 5-6 houve aumento em ambos os tipos de sedimento mas principalmente da fração inorgânica.

### 5.3.1.3 OXIGÊNIO DISSOLVIDO E DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

O oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro ambiental fundamental para a presença de vida nas suas formas superiores. Como esta é a principal substância oxidante no meio ambiente sua concentração também é essencial para diversos ciclos biogeoquímicos na medida em que determina o potencial de oxi-redução (potencial REDOX<sup>6</sup>) do ambiente, regulando, portanto, a liberação ou aprisionamento de nutrientes nos corpos de água (Wetzel, 1983; Schelesinger, 1994).

<sup>6</sup> o potencial redox expressa a tendência de um ambiente receber ou fornecer elétrons

Desse modo, a concentração de oxigênio é um parâmetro-chave para auxiliar a compreensão da variabilidade da demanda bioquímica de oxigênio e dos nutrientes em geral, sobretudo nos ecossistemas palustres<sup>7</sup> os quais se caracterizam pela ausência ou escassez de OD.

A variabilidade temporal do OD no rio Cotia apresenta relação direta com a vazão fluvial, porque a concentração de OD é função da turbulência exercida pelo corpo de água que por sua vez tem sua origem na vazão (Figura 5.20). Assim, esta figura mostra uma tendência de diminuição da concentração de OD do período chuvoso (verão) para o período de estiagem.

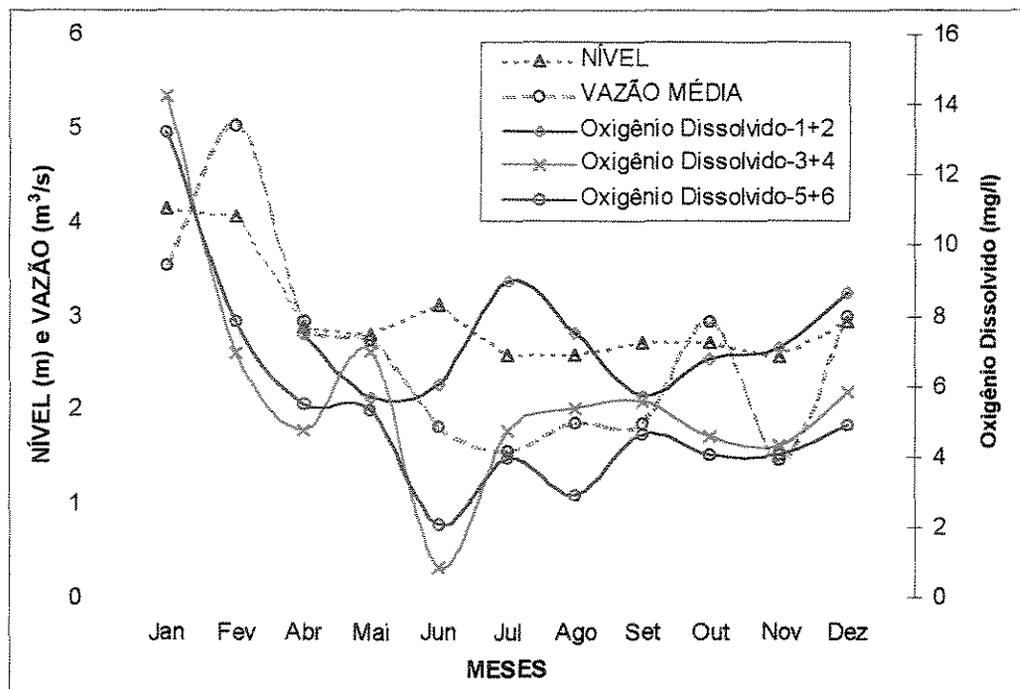


Figura 5.20: Variação mensal média da concentração de oxigênio dissolvido (OD) em cada planície de inundação. As linhas sólidas (relativas ao OD) têm como referência o eixo da direita e as linha tracejadas (nível e vazão) tem como referência o eixo da esquerda.

Embora o segmento 1-2 do rio Cotia possua a menor hidrodinâmica em relação aos demais segmentos estudados, o mesmo apresentou em geral a maior concentração média de OD ( $7.1 \pm 1.3 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ), contra  $5.3 \pm 2.1$  e  $4.8 \pm 1.7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ , respectivamente para os segmentos 3-4 e 5-6.

<sup>7</sup> palustre designa ambientes que se caracterizam pelo estresse hídrico

Isso significa uma concentração média do trecho do rio que atravessa a planície 1-2 40% maior do que os demais trechos do rio. Partindo-se do princípio de que a decomposição de matéria orgânica (através da ação bacteriana) é uma das principais formas de consumo de OD, foi calculado o valor médio dessa variável.

Entretanto, os dados mostraram que os pontos de coleta 1 e 2 apresentaram concentração média de matéria orgânica particulada 20% superior aos pontos 3, 4, 5 e 6, ou seja, 25mg/l contra 21mg/l (Tabela 5.15).

Atribui-se parte dessa diferença à qualidade da carga orgânica, pois na área 1-2 a matéria orgânica existente foi originada provavelmente da vegetação (rica em lignina), na qual caracteriza-se por uma estrutura molecular mais complexa e por isso de degradação mais lenta, resultando em baixo consumo de oxigênio e formação de depósitos orgânicos nas margens do rio.

O mais elevado consumo de OD a jusante dessa área, pode ser atribuído à elevada carga de esgoto doméstico lançado *in natura*, na qual consumiria rapidamente o oxigênio disponível devido à ação de bactérias decompositoras aeróbias (Hammer, 1989; DiBernardo, 1993; Kadlec & Knight, 1996).

Além do consumo bioquímico de oxigênio, um segundo fator responsável pelo consumo de oxigênio seria os compostos químicos lançados na água. Um indício da influência dos mesmos é que embora não tenham sido efetuadas coletas sistemáticas da demanda química de oxigênio (DQO), em novembro de 1998 excepcionalmente foram coletadas simultaneamente amostras de DQO e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).

Nessas análises foram verificadas demandas químicas de oxigênio em média 303% superiores às demandas bioquímicas (Tabela 5.16). Sabendo-se que esse parâmetro mede principalmente o consumo dos elementos inorgânicos dissolvidos na água e que a origem desses elementos é atribuída principalmente às indústrias, acredita-se que estas juntamente com os efluentes domésticos desempenhem importante função no baixo nível de OD do rio Cotia.

Tabela 5.16: Concentração da demanda química e bioquímica de oxigênio em novembro de 1998.

PARÂMETROS	PONTOS DE COLETA						Média
	1	2	3	4	5	6	
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/l)	6	17	6	4	3	4	6.7
Demanda Química de Oxigênio (mg/l)	22	21	12	14	19	33	20.2

Embora com ponto de emissão no rio desconhecido, sabe-se que nas imediações do ponto 3 existe considerável liberação de esgoto pois, no momento da coleta efetuada dia 19/junho/1998 ocorreu grande lançamento de efluente com características de origem industrial e principalmente doméstica, ocorrido após um período de intensa precipitação na bacia de drenagem (aproximadamente 17 milímetros em 3 horas).

Supõe-se que esta ‘coincidência’ entre a precipitação e o lançamento de esgoto tenha sido devido a ligações clandestinas de tubulações pluviais na rede de esgoto. Assim, no momento da coleta de água foi verificada uma grande enxurrada no rio Cotia (‘pulso de água’) cujo resultado na qualidade da água pode ser visto no gráfico a seguir (Figura 5.21), assim como nos laudos analíticos dos demais parâmetros.

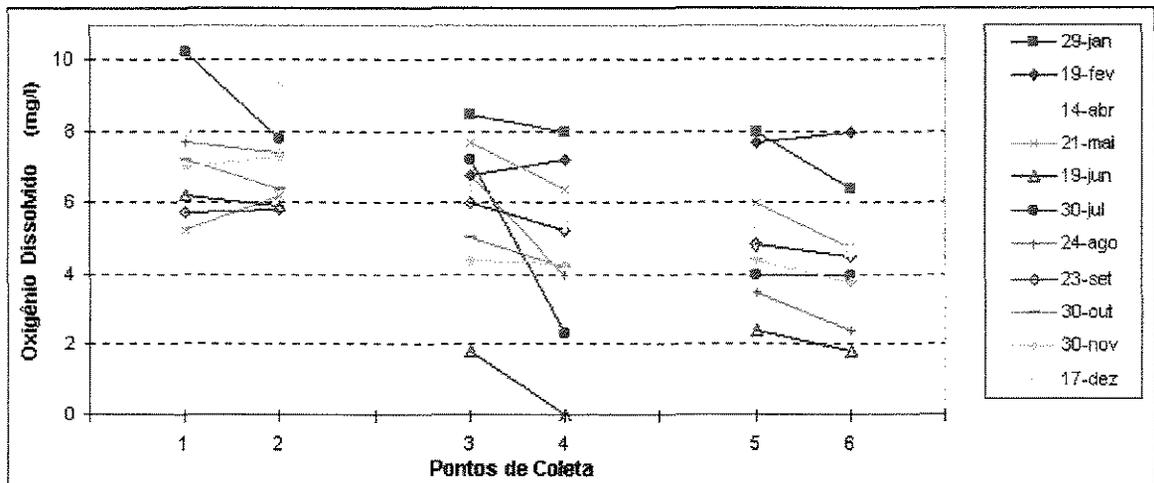


Figura 5.21: Variação espaço-temporal da concentração de oxigênio dissolvido (OD). As linhas sólidas têm como referência o eixo da esquerda e as linhas tracejadas tem como referência o eixo da direita.

A conseqüência dessa emissão foi a completa anoxia desse trecho do rio, a qual pôde ser constatada *in situ* devido ao intenso estado de insalubridade verificado, tais como: água negra e com textura (semelhante a borra de café), presença de pequenas bolhas, intenso odor e forte ardência nos olhos típica de ambientes em estado de fermentação.

A Figura 5.17 mostra a variação espaço-temporal de OD no qual pode-se constatar que ao passar pelas planícies de inundação a concentração de OD tende a diminuir. Este é um fenômeno esperado, tendo em vista as planícies de inundação serem ambientes de baixa hidrodinâmica e acúmulo de matéria orgânica apresentando, portanto, elevado consumo de oxigênio que resulta com frequência em balanço negativo ou pelo menos nulo de OD.

Os percentuais de mudança na concentração de OD nas datas de coleta encontram-se quantificados na Tabela 5.17, onde as menores diferenças na concentração de OD entre a entrada e a saída das áreas estudadas ocorre principalmente nos períodos após tempestades.

Tabela 5.17: Percentual de mudança de oxigênio dissolvido (OD). Os sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam aumento (MELHORA) na concentração do parâmetro estudado entre o ponto a montante e a jusante e vice-versa

Oxigênio Dissolvido						
Datas\Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98		-6	-20		-1	-2
19-Fev-98		6	4		0	0
14-Abr-98	-4	18	20	0	1	1
21-Mai-98	19	-17	-22	1	-1	-1
19-Jun-98	-5	-100	-25	0	-2	-1
30-Jul-98	-24	-68	0	-2	-5	0
24-Ago-98	-4	-41	-31	0	-3	-1
23-Set-98	2	-13	-6	0	-1	0
30-Out-98	-11	-16	-14	-1	-1	-1
30-Nov-98	4	-2	-14	0	0	-1
17-Dez-98	18	-16	-13	1	-1	-1
Eficiência Média	1	-16	-11	0	-1	0

Atribui-se isso aos maiores níveis de OD na água, mas também porque a elevada hidrodinâmica e maior volume de água (vazão) não permitem que o tempo de residência da água nas planícies de inundação seja suficiente para uma atuação mais efetiva das bactérias aeróbias, resultando assim em um menor consumo relativo de oxigênio.

Os valores médios de diminuição do OD para o período entre janeiro e dezembro foram de 1, -16 e -11%, respectivamente para os seguimentos 1-2, 3-4 e 5-6 (Tabela 5.17). Estes valores refletem com coerência a relação dos mesmos com a concentração de matéria orgânica na água, tendo em vista que os valores médios destes terem sido de 25, 82 e 35 mg C./l, respectivamente para os seguimentos 1-2, 3-4 e 5-6.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é uma medida que reflete essencialmente as necessidades biológicas de oxigênio do ambiente, sobretudo as demandas criadas para decomposição de matéria orgânica a partir da atividade bacteriana. Quando o OD desaparece ou fica por volta de 1 mg/l estabelecem-se condições anaeróbias as quais podem resultar na mortandade de inúmeros organismos e, eventualmente, na ocorrência de odores (Henry e Heinke, 1996).

A Figura 5.22 mostra que, assim como o OD, a DBO acompanha a vazão do rio Cotia. Como resultado do transporte fluvial de matéria orgânica, têm-se elevadas demandas médias de oxigênio entre janeiro e fevereiro (122 mgO<sub>2</sub>/l) e uma grande redução média após este período (19 mgO<sub>2</sub>/l).

Acredita-se que o aumento verificado em junho tenha ocorrido devido a uma forte tempestade verificada horas antes a coleta, na qual teria carregado para o rio grande quantidade de matéria orgânica do solo. Conforme mencionado, provavelmente esse efeito foi amplificado nos pontos 3, 4, 5 e 6 devido ao lançamento de efluentes.

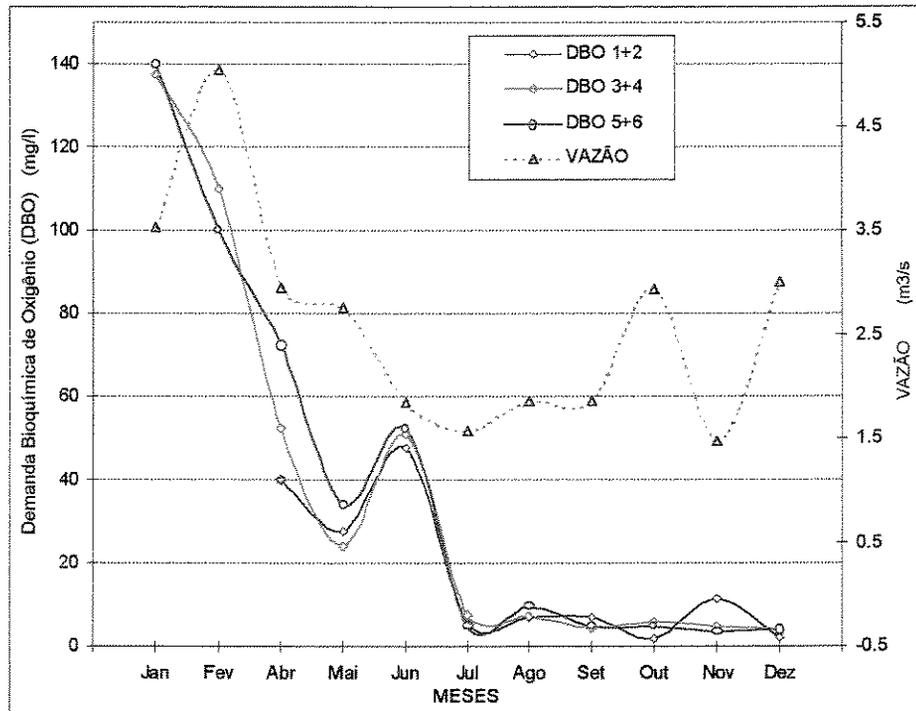


Figura 5.22: Variação mensal média da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ao longo de cada planície de inundação.

Durante 1998, a DBO no segmento 1-2 apresentou valores médios mais baixos ( $17\text{mgO}_2/\text{l}$ ) do que a nos pontos 3-4 ( $37\text{mgO}_2/\text{l}$ ) e 5-6 ( $39\text{mgO}_2/\text{l}$ ). Porém, cabe ressaltar que no período de maiores demandas (janeiro e fevereiro) não foram incluídos as DBOs dos pontos de coleta 1 e 2, porque nesses meses ainda não haviam sido iniciadas as amostragens nos mesmos. Apesar disso, a tendência geral parece ser de menores valores para o segmento 1-2.

Embora com muitas variações, a Figura 5.23 mostra tendência à redução da DBO após rio Cotia atravessar as planícies de inundação. Este dado é de elevada importância para se avaliar a eficiência do sistema alagado quanto à remoção de matéria orgânica, uma vez que demanda menor na saída do que na entrada indica que houve decomposição de matéria orgânica, ou seja, consumo de oxigênio.

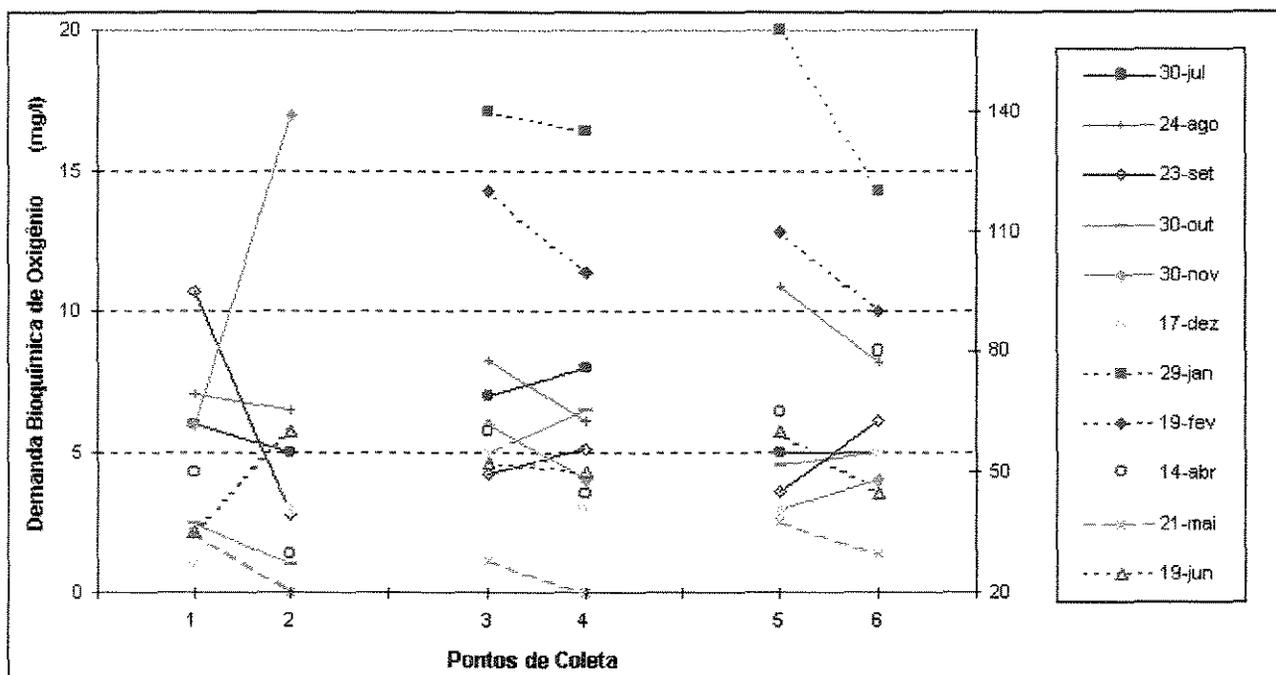


Figura 5.23: Variação espaço-temporal da concentração da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). As linhas sólidas têm como referência o eixo da esquerda e as linhas tracejadas tem como referência o eixo da direita.

Através da Tabela 5.18 pode-se verificar que o rio Cotia apresentou elevada DBO principalmente nos meses de janeiro e fevereiro para os segmentos 3-4 e 5-6. A eficiência média do sistema para a redução ou aumento da DBO é mostrada para os valores maiores ou iguais a 5mgO<sub>2</sub>/l; os valores menores do que 5mgO<sub>2</sub>/l (em azul) foram considerados muito baixos e por isso foram omitidos do cálculo de eficiência média do sistema, conforme explicado no início desse item.

Tabela 5.18: Percentual de mudança da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam aumento da demanda (PIORA) entre o ponto a montante e jusante.

DATAS DAS COLETAS	Valor da DBO em cada ponto de coleta						EFICIÊNCIA (%)		
	PONTOS DE COLETA						1-2	3-4	5-6
	1	2	3	4	5	6			
29-Jan-98			140	135	160	120		-4	-25
19-Fev-98			120	100	110	90		-17	-18
14-Abr-98	50	30	60	45	65	80	-40	-25	+23
21-Mai-98	35	20	28	20	38	30	-43	-29	-21
19-Jun-98	35	60	52	50	60	45	+71	-4	-25
30-Jul-98	6	5	7	8	5.1	5.1	-17	+14	0
24-Ago-98	7.1	6.5	8.3	6.1	10.9	8.2	-8	-27	-25
23-Set-98	10.7	2.8	4.2	5.1	3.6	6.1	-74	+21	+69
30-Out-98	2.5	1	5.1	6.6	4.5	5	-60	+30	+11
30-Nov-98	6	17	6	4	3	4	+183	-33	+33
17-Dez-98	1	3	5	3	3	5	+200	-40	+67
Eficiência Média para valores de entrada maiores do que 5							-18	-15	-13

Esta tabela revela ainda que a maior redução pontual na demanda ocorreu entre os segmentos 1-2 com 74% de redução em setembro. Porém, o desempenho médio nos três sistemas alagados mostrou-se semelhante, com redução da DBO de 10%, 11 e 13% respectivamente para as planícies 1-2, 3-4 e 5-6.

Conforme definido no início deste item 3.2, os valores em vermelho na tabela anterior representam os pulsos de água que interfeririam na metodologia da coleta e os valores em azul representam níveis muito baixos do parâmetro analisado no ponto de entrada, os quais induziriam a erros no cálculo de eficiência do sistema, sendo por isso desconsiderados na média geral.

Concluindo, a reduzida concentração média de OD no baixo rio Cotia (5.1mgO<sub>2</sub>/l nos segmentos 3-4 e 5-6), parece representar uma grande ameaça à vida aquática tendo em vista que esse valor encontra-se muito próximo do limite mínimo necessário a presença, por exemplo, da maioria dos peixes tropicais, uma vez que estes organismos toleram concentrações entre 4 e 5 mgl<sup>-1</sup> por curtos períodos mas nunca devendo estar abaixo de 4 mgl<sup>-1</sup>, conforme Pepper et al. (1996).

Dessa maneira, a baixa concentração de OD na água causa preocupação tanto do ponto de vista da sobrevivência da fauna aquática, quanto do ponto de vista do saneamento ambiental pois, embora a área 1-2 tenha sido capaz de reduzir a DBO em 10%, nas demais áreas ocorreu situação inversa.

#### 5.3.1.4 NUTRIENTES

Nitrogênio (N) e fósforo (P) são os mais abundantes elementos utilizados na composição estrutural dos seres vivos e, por isso, são nutrientes essenciais para a manutenção da vida e freqüentemente limitantes para o crescimento de organismos (Wetzel & Likens, 1979; Odum, 1986).

A concentração de N e P na água é muito variável em função do lançamento de efluentes e da lixiviação de solos, os quais durante seu transporte e condução pelo sistema de drenagem ocasionam o enriquecimento (eutrofização) dos mesmos e das regiões adjacentes (Velz, 1984).

#### 5.3.1.4.1 FÓSFORO

Em dias atuais, as principais entradas de fósforo nos ecossistemas parecem estar relacionadas em grande parte às atividades humanas, tendo-se em vista que os níveis de consumo desse elemento na sociedade moderna têm sido bastante elevados (Odum, 1986; Henry e Heinke, 1996).

Como se desconhece a presença de rochas fosfatadas na bacia do rio Cotia a presença de fósforo pode ter as seguintes origens:

- lixiviação de áreas agrícolas ricas em fertilizantes fosfatados;
- lixiviação de área que contenha biomassa vegetal e, principalmente;
- lançamento de efluentes domésticos e industriais<sup>8</sup>.

A tabela a seguir mostra que não houve remoção de fósforo total (P). Pelo contrário, houve um aumento de 10, 15 e 48% respectivamente para os segmentos 1-2, 3-4 e 5-6. Apesar do segmento 1-2 ter alcançado remoção de 95% em agosto, este valor não representa o padrão; assim como os 32 e 31% de remoções máximas verificados respectivamente para os segmentos 3-4 e 5-6 também não representam o padrão dessas áreas (Tabela 5.19).

---

<sup>8</sup> Segundo Henry e Heinke (1996) fezes e detergentes comerciais contém grandes quantidades de fósforo.

Tabela 5.19: Percentual de mudança de fósforo total. Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam melhora (diminuição) da concentração entre o ponto a montante e jusante.

Fósforo Total						
Datas/Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98		-81	+31		0,02	-0,07
19-Fev-98		-26	-168		0,01	0,06
14-Abr-98	<u>-91</u>	+23	-200	<u>0,10</u>	-0,01	0,04
21-Mai-98	+15	-16	-98	-0,30	0,29	1,56
19-Jun-98	-25	<b>+85</b>	-20	0,01	<b>-0,23</b>	0,01
30-Jul-98	-29	-7	-27	0,02	0,01	0,04
24-Ago-98	+95	-50	-20	-0,02	0,03	0,02
23-Set-98	+50	-25	+9	-0,04	0,02	-0,01
30-Out-98	<u>-2400</u>	-9	+16	<u>4,56</u>	0,02	-0,04
30-Nov-98	-25	+6	+29	0,07	-0,02	-0,03
17-Dez-98	-68	<b>+32</b>	-82	0,10	<b>-0,11</b>	0,22
Eficiência Média	2	-20	-48	-0,02	0,04	0,15

Acredita-se que o baixo desempenho verificado no segmento 3-4 possa ser atribuído ao atual estado de degradação da correspondente planície de inundação.

Nesse sentido, é possível que ao invés da planície de inundação funcionar como um 'aprisionador' de nutrientes a mesma esteja funcionando como 'exportador' da carga de nutrientes acumulada ao longo do tempo, processo esse desencadeado pela drenagem e aeração do solo, conforme resultados similares encontrados por Moustafa et al., 1996; Nixon & Lee (1985, citados por Holland, 1996); Yarbro et al., 1984.

Além disso, atribui-se o acréscimo de P nessa área e principalmente na área 5-6, aos despejos clandestinos de esgotos. Durante trabalhos de campo foi encontrado um córrego entre os pontos 5 e 6, com características marcantes de poluição por detergente ou sabão (presença de espuma e água esbranquiçada). Sendo que esse córrego era proveniente de uma favela pertencente ao município de Barueri.

Apesar da piora geral verificada entre os pontos 3-4 e 5-6, tem chamado a atenção o baixo desempenho verificado em fevereiro e abril no qual o teste de hipótese (teste-t) mostrou diferenças significativas dessas amostras em relação às demais datas ( $\alpha=0.10$ ).

Cabe ressaltar, porém, que nesse caso a margem de segurança estatística não é tão elevada, pois permite um erro ao redor de 10%; além disso, o número de amostras utilizadas para realizar a estatística foi pequena.

Em relação ao fosfato (Pt), é conveniente mencionar que este representa a forma de fósforo mais importante para o ecossistema aquático, pois na maioria das vezes sua assimilação é feita diretamente pelos organismos (vegetais, animais e bactérias) (Esteves, 1998).

Além disso, oitenta por cento da saída de fósforo de paisagens agrícolas e urbanas são na forma de fosfato, enquanto que o fósforo orgânico predomina usualmente no escoamento de bacias completamente ocupadas por florestas ou por outra vegetação natural (Odum, 1986).

A passagem do rio Cotia na planície de inundação entre os segmentos 1 e 2 resultou em redução de 5% na concentração de fosfato, enquanto a passagem pelas planícies de inundação 3-4 e 5-6 resultou em acréscimo de, respectivamente, 44 e 49% (Tabela 5.20).

Tabela 5.20: Percentual de mudança de fosfato. Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam melhora (diminuição) da concentração entre o ponto a montante e a jusante.

Fosfato						
Datas/Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98		-21	-20		0,16	0,27
19-Fev-98		-23	-200		0,86	3,44
14-Abr-98	+13	-11	-92	-0,22	0,31	1,85
21-Mai-98	-39	+16	-100	0,01	-0,01	0,03
19-Jun-98	0	0	+100	0,00	0,00	-0,01
30-Jul-98	0	-17	-14	0,00	0,01	0,01
24-Ago-98	0	-178	-133	0,00	0,32	0,08
23-Set-98	+60	0	0	-0,03	0,00	0,00
30-Out-98	-50	-157	+7	0,34	0,14	-0,01
30-Nov-98	-6	-2	+21	0,02	0,01	-0,02
17-Dez-98	+15	-110	+40	-0,02	0,09	-0,05
<b>Eficiência Média</b>	+5	-44	-49	-0,03	0,20	0,51

Em relação a essas informações é importante notar que a concentração média de fosfato no segmento 1-2 foi de  $0.27 \pm 0.5$  mgPt/l, enquanto a média nos segmentos 3-4 e 5-6 foram de  $0.88 \pm 1.4$  mgPt/l, representando um acréscimo de 329% na concentração de fosfato. Isso pode significar que uma das causas para o baixo desempenho das duas planícies de inundação localizadas mais a jusante do rio Cotia poderia ser o excesso de fosfato na água, a qual excederia a capacidade de assimilação das planícies de inundação desse trecho do rio.

Ainda em relação ao desempenho negativo dessas duas planícies de inundação, cabe ressaltar o elevado desvio padrão anteriormente mostrado. Os poucos, mas pronunciados picos de fosfato verificados ao longo do ano, contribuíram significativamente para a redução do desempenho dessas áreas onde em fevereiro, por exemplo, foi registrado um aumento de 200% entre os pontos 5 e 6 e em agosto um aumento de 172% entre os pontos 3 e 4.

#### 5.3.1.4.2 NITROGÊNIO

Segundo Odum (1986), ao contrário do fósforo o grande depósito de nitrogênio é a atmosfera, onde é responsável por 79% de seu estoque. A introdução de N no meio ambiente pode estar relacionada tanto a fenômenos naturais quanto antrópicos e sua presença na água pode originar-se dos seguintes processos:

- dissolução de  $N_2$  durante períodos de precipitação;
- lixiviação de áreas agrícolas ricas em fertilizantes nitrogenados;
- lixiviação de área que contenham biomassa vegetal;
- fixação na água por fungos e cianofíceas (bactérias verde-azuladas) e;
- através do lançamento de efluentes (domésticos e industriais).

O nitrogênio lançado no ambiente aquático através da descarga de esgotos domésticos e industriais, possuem na sua constituição grandes cargas de nitrogênio orgânico (proteínas) e nitrogênio amoniacal ( $NH_3$ ) onde, na presença de OD, são parcialmente convertidos para nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ).

Essas formas iônicas de nitrogênio podem fertilizar excessivamente a água e causar crescimento excessivo de vegetação aquática (macrófitas) e de algas 'tóxicas', que por sua vez podem gerar anoxia e mau-cheiro na água; além de ocasionar sua contaminação através da secreção de toxinas por fitobactérias (Esteves, 1998).

A Figura 5.24 mostra a variação de nitrogênio total nas planícies de inundação e revela que assim como no caso dos demais nutrientes, não apresentou um comportamento estável no que se refere a remoção ou acréscimo sistemático desse elemento.

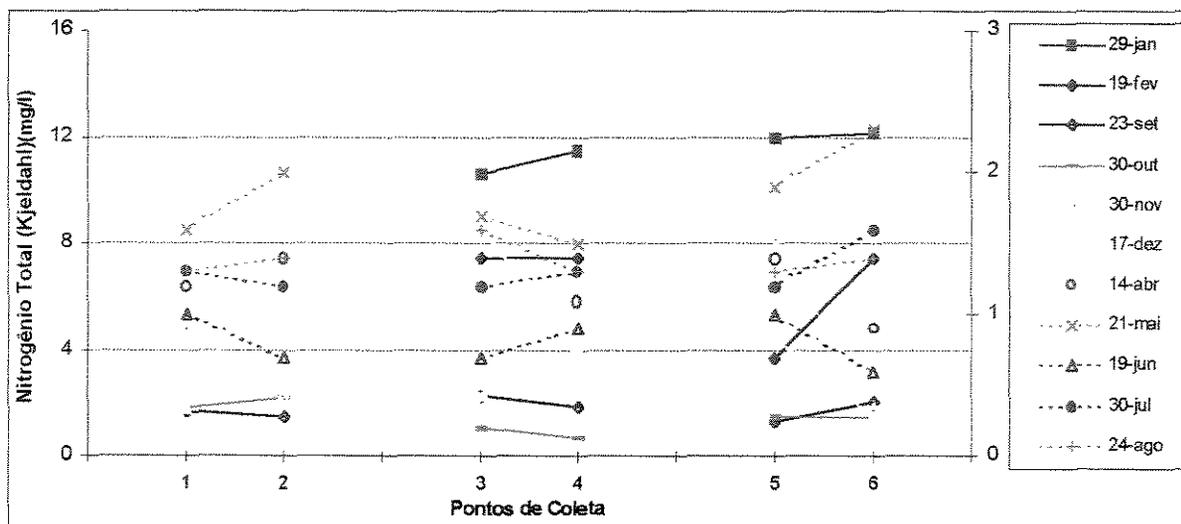


Figura 5.24: Variação espaço-temporal da concentração de nitrogênio total (Kjeldhal). As linhas sólidas tem como referência o eixo da esquerda e as linhas tracejadas tem como referência o eixo da direita.

A eficiência máxima quanto a retenção desse composto foi encontrada para a planície de inundação localizada entre os pontos 5 e 6, no qual obteve-se uma diminuição na concentração de nitrogênio total de 78%, durante o mês de novembro. Porém, este segmento do rio também apresentou o maior aumento (103%) em fevereiro.

No balanço geral os segmentos 1-2 e 5-6 obtiveram os piores desempenhos médios com acréscimos de respectivamente 23 e 40%, enquanto o melhor desempenho relativo ficou para o segmento 3-4 com 4% (Tabela 5.21).

Tabela 5.21: Percentual de mudança de nitrogênio total<sup>9</sup>. Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam melhora (diminuição) da concentração entre o ponto a montante e a jusante.

Nitrogênio Total						
Datas/Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98		-8	-2		0,88	0,18
19-Fev-98		0	-103		0,00	3,80
14-Abr-98	-17	+8	+36	0,20	-0,10	-0,50
21-Mai-98	-25	+12	-21	0,40	-0,20	0,40
19-Jun-98	+30	-29	+40	-0,30	0,20	-0,40
30-Jul-98	+8	-8	-33	-0,10	0,10	0,40
24-Ago-98	-8	+19	-8	0,10	-0,30	0,10
23-Set-98	+12	+17	-62	-0,20	-0,40	0,80
30-Out-98	-22	+36	0	0,40	-0,40	0,00
30-Nov-98	+54	+52	+78	-2,60	-4,50	-6,40
17-Dez-98	-67	-86	+67	1,20	1,90	-3,00
Eficiência Média	-4	+14	-1	-0,10	-0,55	-0,39

O nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é uma das principais formas de nitrogênio assimiladas pelos organismos (Henry e Heinke, 1996; Esteves, 1998). Este nutriente pode ser reduzido à amônia (denitrificação) em condições de baixa concentração de oxigênio dissolvido -situação freqüentemente verificada nas águas do rio Cotia.

Seguindo a tendência verificada para o nitrogênio total, as planícies de inundação estudadas também apresentaram resultados negativos no que se refere a redução da carga do nitrato.

O segmento 1-2, 3-4 e 5-6 apresentaram respectivamente 14, 5 e 34% de acréscimo desse nutriente (Tabela 5.22), ressaltando-se ainda que o pior desempenho foi observado para o segmento 5-6 na qual apresentou também a maior concentração de nitrato entre as três áreas analisadas (1.23mgN/l), contra 0.64mgN/l do segmento 1-2 e 1.14mgN/l no segmento 5-6.

<sup>9</sup> os dados de nitrogênio total referentes a novembro foram omitidos do cálculo de média por terem sido considerados aberrantes

Tabela 5.22: Percentual de mudança de nitrato. Sinais positivos, nas colunas de variação percentual, indicam melhora (diminuição) da concentração entre o ponto a montante e a jusante.

Nitrato						
Datas\Pontos de coleta	Variação em %			Diferença bruta entre a saída e a entrada		
	1-2	3-4	5-6	1-2	3-4	5-6
29-Jan-98		-9	-40		0,10	0,40
19-Fev-98		-40	-8		0,40	0,10
14-Abr-98	-50	+50	-17	0,10	-1,20	0,20
21-Mai-98	-50	+20	-11	0,10	-0,20	0,10
19-Jun-98	-75	-33	-108	0,30	0,10	1,30
30-Jul-98	0	+14	+8	0,00	-0,20	-0,10
24-Ago-98	0	+8	-0	0,00	-0,10	0,00
23-Set-98	+50	-7	0	-0,20	0,10	0,00
30-Out-98	-9	-67	-63	0,10	0,40	0,50
30-Nov-98	+43	+15	-143	-0,90	0,20	1,00
17-Dez-98	-29	+25	+10	0,20	-0,30	-0,10
<b>Eficiência Média</b>	<b>-14</b>	<b>-5</b>	<b>-34</b>	<b>-0,05</b>	<b>-0,06</b>	<b>0,28</b>

O melhor desempenho para a área 1-2, com 50% de remoção de nitrato, foi alcançado em setembro e essa mesma taxa de remoção foi atingida pela área 3-4 em abril (Tabela 5.22). Entretanto, enquanto a concentração no ponto de entrada da planície de inundação 1-2 foi de 0.66mgN/l, na planície 3-4 foi de 1.8mgN/l.

A explicação para o desempenho médio predominantemente negativo para o nitrogênio total e nitrato e, principalmente para o fósforo total e fósforo, possivelmente têm razões variadas.

A elucidação desse baixo desempenho, entretanto, implicaria em estudos específicos a serem desenvolvidos provavelmente ao longo de extensas séries temporais de modo a se compreender processos, ou seja, atributos funcionais dos ecossistemas que não competem ao presente trabalho.

Sabe-se, entretanto, que distúrbios de ecossistemas, principalmente quando severos, perturba mecanismos de regulação e conservação afetando inclusive a capacidade de retenção de nutrientes no ecossistema, facilitando sua exportação para outros ecossistemas (Forman & Godron, 1986).

Segundo Brinson (1988), alterações no hidroperíodo<sup>10</sup> de rios promovem frequentemente as mais significativas mudanças funcionais em planícies de inundação fluviais, especialmente no que se refere aos processos biogeoquímicos atuantes nos sedimentos.

Nesse sentido, embora as planícies de inundação fluviais conservadas atuem frequentemente como importadoras ou 'aprisionadoras' de nutrientes e sedimentos ao longo de séculos ou milênios (Richardson & Marshall, 1986).

Distúrbios - como a regularização do rio Cotia através de barragens ou canalizações - podem reverter esse processo podendo tornar os ambientes palustres exportadores desses materiais rio abaixo, conforme estudos realizados em vários ecossistemas semelhantes às várzeas do rio Cotia (Brinson, 1988; Richardson & Marshall, 1986; Yarbrow et al., 1984).

Portanto, a possibilidade de remoção de N e P constitui-se um dado de especial relevância para o saneamento ambiental, tendo em vista esses elementos serem freqüentemente os nutrientes limitantes em ecossistemas tropicais, regulando, assim, a produtividade e biomassa dos mesmos (Henry et al. 1985; Silva, 1994).

O controle desses nutrientes significa também, o controle da população de algas azuis-esverdeadas, cujo florescimento descontrolado causa liberação de toxinas nocivas tanto para o meio ambiente quanto para o abastecimento doméstico-hospitalar de água (Helmer & Hespanhol, 1999; Pepper et al., 1996).

Nesse sentido, cabe uma análise conjugada e um pouco mais aprofundada da relação entre o nitrato e o fósforo nas águas do rio Cotia.

---

<sup>10</sup> hidroperíodo refere-se a profundidade, duração, sazonalidade e freqüência da inundação (Brinson, 1993)

#### 5.3.1.4.3 RAZÃO NITROGÊNIO FÓSFORO (N:P) E SUA RELAÇÃO COM A PAISAGEM

Do ponto de vista ambiental, a proporção entre o nitrogênio e o fósforo (N:P) é uma informação tão relevante quanto a concentração absoluta desses nutrientes. Isso ocorre porque a absorção de nitrogênio e fósforo pela biota obedece a um padrão estequiométrico cuja relação média é de 16:1, ou seja, dezesseis partes de nitrogênio para uma de fósforo (Odum, 1986).

Deste modo, se esta razão for maior do que dezesseis o nitrogênio estará em maior proporção relativamente ao fósforo e este será o nutriente limitante para a manutenção e crescimento dos organismos e vice-versa.

Na discussão a seguir a forma de N utilizada será o nitrato e a forma de P será o fosfato. Pretende-se adotar estes nutrientes porque os mesmos são as formas diretamente assimiláveis pela biota e por isso expressam o nível trófico 'instantâneo' do meio (Ryding & Rast, 1989).

A Figura 5.25 mostra que o rio Cotia apresentou 'escassez' relativa de nitrogênio no período de elevada vazão, tendo em vista a razão N:P ter se situado abaixo de dezesseis. Conforme a vazão fluvial foi sendo reduzida houve o concomitante aumento da razão N:P, mas com valores oscilando acima e abaixo da 'proporção ideal' e com as maiores amplitudes nos segmentos 1-2 e 5-6.

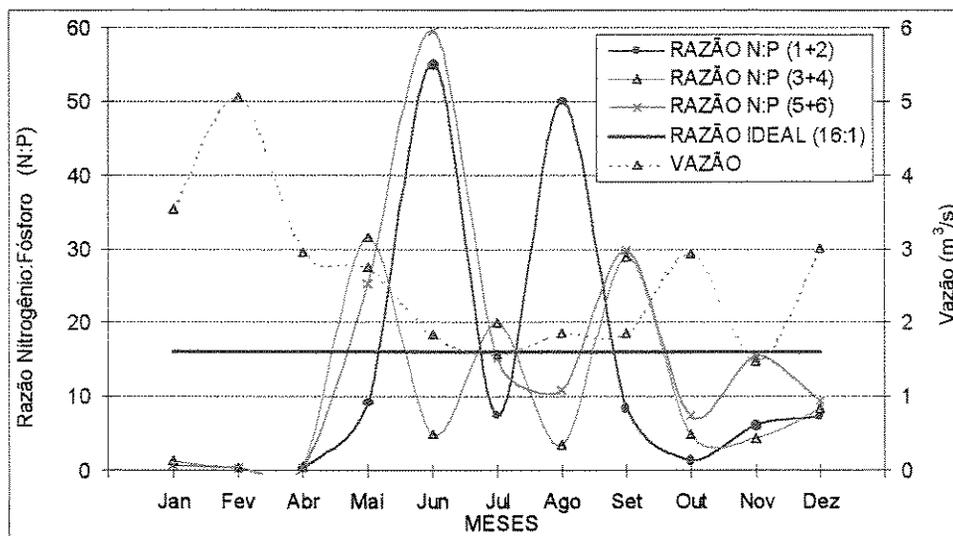


Figura 5.25: Variação mensal da razão N:P ao longo de cada planície de inundação.

Atribuem-se os picos máximos das amplitudes no segmento 1-2 (ocorridas em junho e agosto) e no segmento 5-6 (ocorrida em junho), a baixa concentração de fósforo ( $\leq 0.01\text{mgP/l}$ ). Enquanto os picos mínimos de amplitude (ocorridos em janeiro, fevereiro e abril) tiveram sua origem devido ao aumento relativo e absoluto na concentração do fósforo, frequentemente associado ao aumento da vazão do rio Cotia.

A baixa razão N:P verificada em abril parece ter sua origem a montante do ponto de coleta 1 (Tabela 5.23), pois a análise dos dados brutos revelam uma alta concentração de fósforo total desde este ponto de coleta, com concentração média 26 vezes acima do encontrado nas demais datas para todos os pontos amostrados nessa estação de coleta.

Tabela 5.23: Razão entre o nitrogênio total e o fósforo total (N:P).

Datas\ Razão N:P	1-2	3-4	5-6
Jan	-	1.4	0.8
Fev	-	0.3	0.4
Abr	0.2	0.6	0.4
Mai	9.1	31.6	25.3
Jun	55.0	5.0	59.7
Jul	7.5	20.0	15.3
Ago	50.0	3.4	11.0
Set	8.6	29.0	30.0
Out	1.4	4.9	7.4
Nov	6.1	4.3	15.6
Dez	7.3	8.5	9.4

Em conformidade com a relação aparentemente existente entre precipitação e razão N:P, em junho, quando houve uma curta e intensa precipitação nas horas que antecederam a coleta, ocorreu redução dessa razão no segmento 3-4.

A inflexão da curva neste segmento do rio seria atribuída, portanto, a dois fatores: ao pulso de água devido a precipitação e ao lançamento de um efluente doméstico (usualmente rico em fósforo) nas imediações dessa área, conforme descrito anteriormente.

Embora o aumento do volume de água do rio Cotia pudesse significar uma diluição dos nutrientes, os resultados encontrados relativos tanto para o fosfato quanto o nitrato não sustentam esta hipótese, pois conforme pode ser verificado no gráfico anterior e na tabela a seguir (Tabela 5.24), ocorreram aumentos na concentração dos mesmos durante o verão.

Tabela 5.24: Concentração média mensal e anual de nitrato (Nt) e fosfato (Pt) para os segmentos 1-2, 3-4 e 5-6.

Meses	Nt 1-2	Nt 3-4	Nt 5-6	Média Mensal	Pt 1-2	Pt 3-4	Pt 5-6	Média Mensal
Jan	-	1.2	1.2	1.2	-	0.85	1.48	1.16
Fev	-	1.2	1.3	1.2	-	4.15	3.44	3.80
Abr	0.3	1.8	1.3	1.1	1.65	3.08	2.94	2.55
Mai	0.3	0.9	1.0	0.7	0.03	0.03	0.04	0.03
Jun	0.6	0.4	1.9	0.9	0.01	0.07	0.03	0.04
Jul	0.3	1.3	1.2	0.9	0.04	0.07	0.08	0.06
Ago	0.5	1.2	1.1	0.9	0.01	0.34	0.10	0.15
Set	0.3	1.5	1.5	1.1	0.04	0.05	0.05	0.05
Out	1.2	0.8	1.1	1.0	0.83	0.16	0.14	0.38
Nov	1.7	1.4	1.2	1.4	0.27	0.33	0.08	0.22
Dez	0.8	1.1	1.0	0.9	0.11	0.12	0.10	0.11
Média Anual	0.6	1.1	1.2	1.0	0.33	0.84	0.77	0.78

Como resultado do aumento diferenciado entre a concentração de nitrato e fosfato da época seca (maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro) para a chuvosa (demais meses), enquanto o nitrato aumentou em média 27% o fosfato aumentou 339%. Havendo assim, escassez relativa de nitrato no período chuvoso e alternância de escassez entre nitrato e fosfato no período seco.

Desse modo, a diminuição da razão N:P no período chuvoso pode estar relacionada com o nível de perturbação verificado nas paisagens antropizadas da bacia do rio Cotia, como cobertura vegetal escassa no Baixo Cotia, práticas inadequadas de uso da terra, presença de áreas agrícolas ricas em solos artificialmente fosfatados e lançamento de efluentes domésticos.

O aumento da razão N:P durante o período seco, estaria relacionada com a grande oscilação anual de fosfato ( $0.66 \pm 1.22$  mgP/l). Pois, durante o verão este nutriente apresentou média de 1.26mgP/l e no inverno o mesmo foi reduzido a 0.06mgP/l. Enquanto o nitrato não sofreu grandes alterações anuais na sua concentração média ( $1.04 \pm 0.50$  mgN/l).

Como o nitrato foi freqüentemente o elemento mais limitante para o rio Cotia em termos relativos, este seria o nutriente que controlaria a manutenção e o crescimento da biota, tendo-se em vista a razão N:P se situar na maior parte das vezes muito abaixo de 16:1, ou seja, 2:1 (Figura 5.26).

Segundo Odum (1986), a concentração de nutrientes nas águas dos rios e riachos aumenta repentinamente à medida que as bacias hidrográficas tornam-se 'domesticadas'. Como a elevada concentração de fosfato do rio Cotia persiste ao longo do ano –mesmo durante os períodos de estiagem –, e a única fonte do mesmo que se mantém aproximadamente constante durante o ano é o lançamento de efluentes (sobretudo doméstico); acredita-se que esta seja a principal causa do aumento da razão N:P e dos picos verificados no período de estiagem.

As grandes saídas de nutrientes e de outras matérias químicas oriundas de paisagens 'domesticadas' e, especialmente, 'industrializadas' são, naturalmente, resultado mais ou menos direto das grandes entradas de substâncias químicas e alimentares de origem agrícola e industrial, cuja parte mineral é liberada pela decomposição e pelo lançamento de esgotos (Vitousek et al., 1979; Odum, 1986).

Desse modo, o maior controle das fontes não-pontuais e, principalmente, pontuais de poluição parece ser um dos principais aspectos para regularizar os ciclos biogeoquímicos do rio Cotia, melhorar sua condição sanitária e evitar a eutrofização do mesmo e dos ambientes adjacentes.

Isso reduziria a instabilidade trófica na bacia e permitiria a co-existência de maior número de espécies e não apenas aquelas espécies 'ultra adaptadas' aos extremos de cargas de nutrientes (poluentes) e oscilações aleatórias destas cargas.

### 5.3.1.5 FENOL

O fenol é um elemento muito usado em indústrias químicas, possui elevado teor de toxicidade e é largamente utilizado na fabricação de agrotóxicos -principalmente herbicidas- e no processamento de ligas de alumínio (Di Bernardo, 1993; Kadlec & Knight, 1996).

Embora a bacia do rio Cotia possua áreas agrícolas (principalmente horticultura) onde é tradicional a utilização de agrotóxicos e de indústrias que fazem uso do alumínio, não se dispõe de dados quantitativos para se estimar a emissão desses compostos.

Por outro lado é conhecida a emissão de fenol no rio Cotia, principalmente através de indústrias da região, onde apesar de não ser crônico, o mesmo pode ser detectado com certa frequência (CETESB, 1996).

Durante a coleta de junho de 1998 foi detectado um lançamento ocasional de fenol, quando houve um grande despejo de efluente (cf. descrito anteriormente). A concentração inicial do fenol no ponto de coleta 3 foi de 0,02 mg/l, entretanto, após atravessar a planície de inundação, a concentração do mesmo foi reduzida para níveis abaixo do nível de detecção do método, sugerindo, assim, a capacidade desses sistemas naturais de removerem compostos sintéticos quimicamente mais complexos.

Seria interessante, entretanto, futuras confirmações do resultado anteriormente mencionado, pois o mesmo representa informação de elevada relevância para a saúde pública. Principalmente, considerando-se que a análise química do fenol não é um procedimento de rotina nas empresas de abastecimento de água.

### 5.3.2 ENQUADRAMENTO DAS ÁGUAS DO RIO COTIA

O uso de águas para abastecimento público é regulamentado em função de sua qualidade. Assim, a escolha de um manancial deve ser precedida por vários tipos de análises de parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e hidrológicos (Di Bernardo, 1993).

Após a definição dos mananciais estes devem ser monitorados e protegidos a fim de manterem a qualidade do recurso hídrico em patamares minimamente adequados, conforme previsto pela legislação. A regulamentação da classificação dos corpos d'água superficiais de acordo com os respectivos padrões de qualidade e emissão de poluentes, foi estabelecida no Brasil através da Portaria MINTER nº GM 0013 de 15/jan/1976.

No Estado de São Paulo esses padrões foram fixados pelo Decreto nº 8468, de 08/09/1976, que regulamentou a Lei nº 997, de 31/maio/1976, a qual dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente.

Levando em consideração o uso preponderante da água, esse decreto definiu a classificação das águas interiores do estado de São Paulo segundo quatro níveis decrescentes de qualidade, sendo a Classe 1 a mais nobre e a Classe 4 a menos nobre.

A Portaria Federal GM 0013, anteriormente mencionada, foi substituída em 1986 pela Resolução nº20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que estabeleceu nova classificação para as águas do Brasil (incluindo águas doces, salobras e salinas).

Tendo sido criadas nove classes de água, serão apresentadas na tabela a seguir apenas as cinco classes que correspondem aos tipos de água doce (Tabela 5.25). Estas águas foram definidas segundo os usos preponderantes a que se destinam e cujos limites e/ou condições de qualidade são evidentemente mais restritivos conforme mais nobre for o uso pretendido.

Tabela 5.25: Classes de água doce e usos a que se destinam.

ÁGUA TIPO	CLASSE	DESTINADAS À
I	ESPECIAL	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção;</li> <li>• à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.</li> </ul>
II	1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado;</li> <li>• à proteção das comunidades aquáticas;</li> <li>• à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);</li> <li>• à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam próximas ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;</li> <li>• à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.</li> </ul>
III	2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;</li> <li>• à proteção de comunidades aquáticas;</li> <li>• à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);</li> <li>• à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;</li> <li>• à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.</li> </ul>
IV	3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;</li> <li>• à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;</li> <li>• à dessedentação de animais.</li> </ul>
V	4	<ul style="list-style-type: none"> <li>• à navegação;</li> <li>• à harmonia paisagística;</li> <li>• aos usos menos exigentes.</li> </ul>

Essa resolução do CONAMA, assim como a ‘Política Nacional de Recursos Hídricos’ (Lei no 9.433/97), constituem-se nos atuais instrumentos legais responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água. Sendo que o Decreto Estadual no 10.755/77 classificou as águas do rio Cotia da seguinte maneira:

- à montante da Barragem das Graças (Classe Especial)
- à jusante da Barragem das Graças (Classe 3)

### 5.3.3 MONITORAMENTO ESTADUAL DOS RECURSOS HÍDRICOS E ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA

Em 29 de junho de 1973 foi promulgada a Lei Estadual nº 118, que autorizou a constituição da CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Sendo uma das atribuições da CETESB (artigo 2º, Inciso VI) monitorar e divulgar dados de interesse da engenharia sanitária e da poluição das águas, de modo a ‘estimular o aperfeiçoamento de métodos e processos para estudos e projetos, execução, operação e manutenção de sistemas’ (CETESB, 1996).

Desse modo, teve início em 1974 a ‘Rede básica de monitoramento da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo’, com 47 pontos de amostragem distribuídos ao longo do Estado de São Paulo. Tendo a finalidade de melhorar a representatividade e se adequar às necessidades do programa de controle de poluição, essa rede de monitoramento tem sofrido modificações as quais tem alterado o número de pontos de amostragem, as frequências de coleta e os parâmetros analisados.

Em função disso, essa rede apresenta atualmente 131 estações de monitoramento distribuídas pelos principais rios e reservatórios do estado (CETESB, 1999).

Em dezembro de 1991, a Lei Estadual nº 7.663 que instituiu a ‘Política Estadual de Recursos Hídricos’ e o ‘Sistema integrado de gerenciamento dos recursos hídricos’, dividiu o Estado de São Paulo em 22 ‘Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos’ (UGRHI), sendo o rio Cotia integrante da unidade de número 6 (Alto Tietê).

Com a finalidade de integrar os resultados relativos a qualidade da água em um único valor e facilitar a interpretação dos mesmos, em 1985 a CETESB adaptou, a partir de um estudo da “National Sanitation Foundation” dos Estados Unidos, um índice de qualidade da água (IQA).

Este índice abrange 9 parâmetros considerados relevantes para a avaliação da qualidade da água, ‘tendo como meta principal o abastecimento público’ (CETESB, 1996). Com a finalidade de simplificar os resultados de qualidade de água encontrados no presente trabalho, pretende-se utilizar o mesmo método.

Além da comparação dos valores médios das três áreas estudadas (unidades de paisagem 1-2, 3-4 e 5-6), a utilização desse método também terá como finalidade comparar os resultados históricos e de 1998, obtidos pela CETESB (Tabela 5.26).

Tabela 5.26: Índice de qualidade da água para três trechos do rio Cotia. Em vermelho os parâmetros com valores acima do recomendado

PARÂMETROS	PADRÃO CONAMA 20 Decreto 8468		unidade	peso	PONTOS DE COLETA					
	Especial	Classe 3			1-2		3-4		5-6	
					Valor médio	Curva <sup>1</sup> média	Valor médio	Curva <sup>1</sup> média	Valor médio	Curva <sup>1</sup> média
temperatura	-	-	°C	0.1	2.4	72	5	43	4.3	51
pH	6 a 9	6 a 9		0.12	7.2	92	7	90	7.1	90
oxigênio dissolvido	6.0	4.0	mgO <sub>2</sub> /L	0.17	7.1	65	5.3	42	4.8	40
DBO	3.0	10.0	mgO <sub>2</sub> /L	0.1	16	16	38	2	39	2
coliformes fecais	200	1000	NMP/100ml	0.15	7.5E+03	10	3.3E+04	5	1.0E+04	8
nitrogênio total	-	-	mg/L	0.1	2	94	3	73	3	76
fósforo total	0.025	0.025	mgP/L	0.1	0.5	60	0.3	74	0.4	70
resíduo total <sup>2</sup>			mg/t	0.08	43	88	119	82	152	79
Turbidez <sup>2</sup>	40	40	UFT	0.08	6	82	15	67	26	54
<b>IQA</b>			-	<b>1.0</b>	-	<b>64</b>	-	<b>50</b>	-	<b>49</b>

1 esses valores foram obtidos a partir das curvas de qualidade da água (CETESB, 1998)

2 obtido do valor médio medido pela CETESB (1999)

Uma vez determinado o valor do IQA para cada trecho, foi verificado o enquadramento dos respectivos valores em função dos intervalos de qualidade mostrados na tabela a seguir (Tabela 5.27). Feita esta associação obteve-se a condição de qualidade média da água do rio Cotia, onde foram determinados para os trechos 1-2, 3-4 e 5-6, respectivamente os valores 64 (boa), 50 (aceitável) e 49 (aceitável).

Tabela 5.27: Intervalos de qualidade para a água bruta destinada ao abastecimento

INTERVALO	QUALIDADE
0 a 19	péssima
20 a 36	ruim
37 a 51	aceitável
52 a 79	boa
80 a 100	ótima

Fonte: CETESB (1996)

A análise por parâmetro dos resultados da Tabela 5.26 revela o não atendimento dos padrões de qualidade da Resolução CONAMA 20 ou do Decreto 8468/76, devido aos seguintes parâmetros para todos os pontos de coleta: DBO, coliformes fecais e fósforo total.

Ao contrário desses parâmetros, que tiveram grande influência na redução do valor do IQA, temperatura, pH e oxigênio dissolvido influenciaram mais positivamente o IQA (cf. Figura 5.26). Do ponto de vista do abastecimento de água, entretanto, estes parâmetros são de pouca relevância.

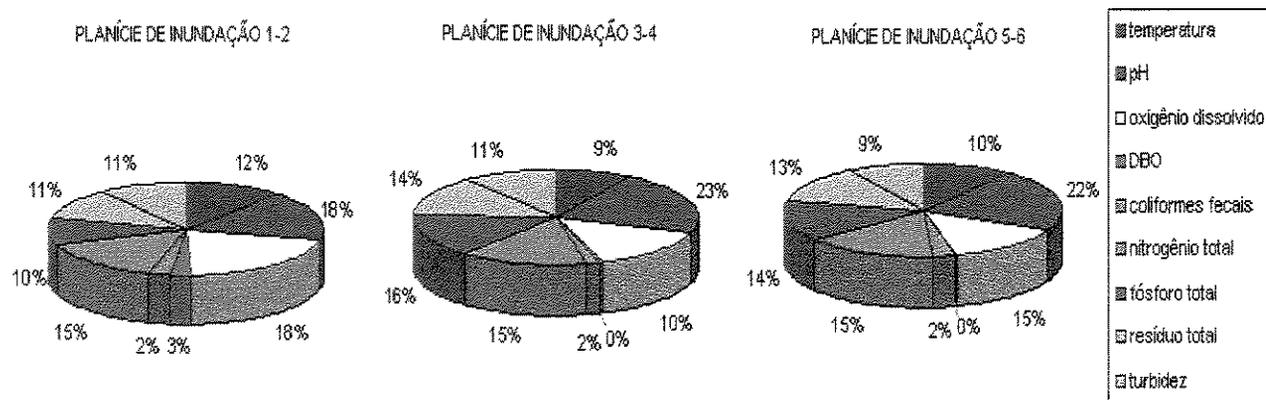


Figura 5.26: Influência percentual de cada parâmetro na composição do IQA.

Além disso, esse resultado representa um paradoxo do método, pois se o oxigênio dissolvido estivesse em concentrações realmente satisfatórias a demanda bioquímica de oxigênio não teria sido tão elevada.

Atribui-se esse contra-senso aos seguintes motivos: 1) elevado peso atribuído ao oxigênio dissolvido; 2) não inclusão da DQO (parâmetro fundamental ao se examinar áreas sujeitas à poluição industrial) e 3) importação de metodologia de países com características ambientais diversas em relação à realidade nacional.

Por outro lado, embora o valor médio de oxigênio dissolvido esteja dentro das especificações previstas em lei, foram registrados períodos de anoxia nos trechos 3-4 e 5-6 os quais, mesmo sendo de curta duração, provavelmente comprometem significativamente a existência de organismos aquáticos aeróbios.

O resultado encontrado para os trechos 3-4 e 5-6, revela valores bastante aproximados em relação à média histórica do ponto monitorado pela CETESB nos últimos 18 anos, localizado entre ambos os trechos (no ponto de captação de água da 'ETA Baixo Cotia') e cuja média foi 55.

Inserindo-se uma reta de tendência de evolução do IQA obtido pela CETESB desde 1978 até o presente, os resultados mostraram-se consideravelmente congruentes. Pois, desde então, a qualidade da água tem gradativamente piorado e tendendo a valores ao redor de 50 (CETESB, 1978, 1979, 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997 E 1998) (Figura 5.27).

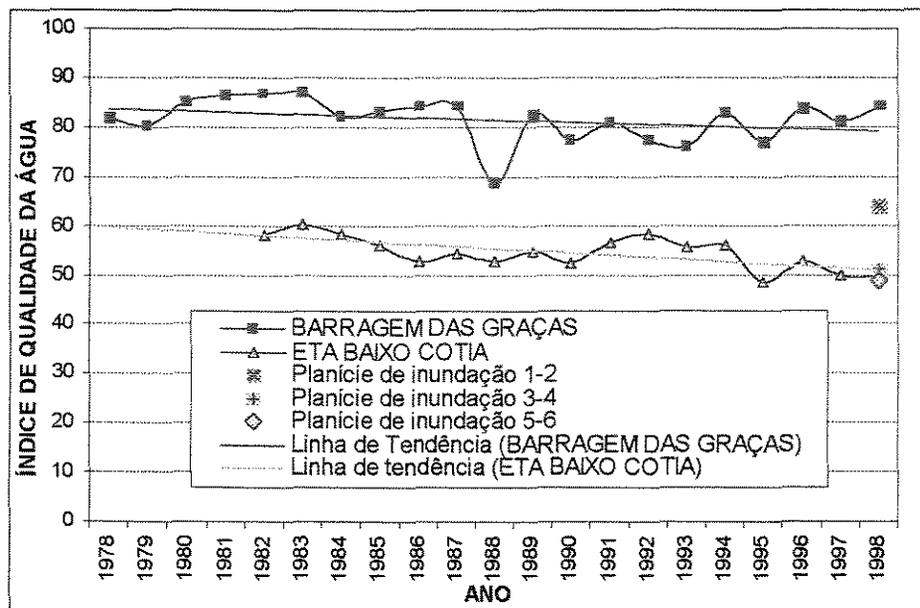


Figura 5.27: Índice de qualidade da água obtido pela CETESB e a partir de dados coletados para o presente trabalho.

Embora com menor declividade a linha de tendência do IQA correspondente a Barragem da Graça (Classe Especial), também indica decréscimo no valor do IQA. Mas, como esperado, esse decréscimo parece ser muito menos pronunciado do que no ponto de coleta do Baixo Cotia.

Nesse caso, porém, tanto o valor histórico (IQA=82) quanto o valor medido em 1998 pela CETESB (IQA=84) diferem consideravelmente do IQA determinado pelo presente trabalho (IQA=64). Embora localizado apenas a 200 metros a jusante da Barragem da Graça, atribui-se essa diferença essencialmente ao fato do trecho amostrado estar em área antropizada, onde o rio enquadra-se na Classe 3.

Apesar da curta distância entre os trechos anteriores, a diferença verificada no IQA mostra o quanto a ocupação humana – mesmo que baixa - pode influenciar significativamente na variabilidade da qualidade da água se não forem tomados cuidados sanitários mínimos.

Excetuando-se a região do Alto Cotia, a tendência de decréscimo do IQA verificado ao longo das últimas décadas segundo os dados da CETESB, indica que tanto a política nacional quanto estadual de recursos hídricos não tem sido capaz de promover ações preventivas no sentido de impedir a degradação das águas na região do Baixo Cotia.

Considerando-se que o enquadramento das águas do Baixo Cotia encontram-se no limiar de qualidade previsto para abastecimento doméstico (Classe 3). Sem uma mudança efetiva no gerenciamento da bacia poderá haver um agravamento da disponibilidade de água, pois esta passaria a ocorrer também por motivos funcionais e econômicos, devido ao excesso de poluição.

#### 5.4 CLASSIFICAÇÃO E AVALIAÇÃO MULTIDIMENSIONAL DO ESTADO DE CONSERVAÇÃO DAS PAISAGENS LOCAIS

Um aspecto fundamental em trabalhos de cunho metodológico é a possibilidade de generalizar um método para outras regiões. A pretensão de se generalizar um método, no entanto, passa pela necessidade de se estabelecer critérios que permitam rotular a região ou ambiente estudado em função dos seus atributos espaciais, climáticos, funcionais etc. segundo uma estrutura hierárquica que permita classificá-los e compará-los.

A classificação consiste em uma ferramenta para simplificar um conjunto de dados complexos segundo componentes ecológicos, os quais poderão ser mais facilmente compreendidos por uma parcela mais abrangente da comunidade e não apenas por especialistas (Semeniuk & Semeniuk, 1997).

A classificação de sistemas naturais segundo agrupamentos lógicos constitui-se em um mecanismo para a compreensão da diversidade de um ambiente em relação a sua região, país ou mesmo globalmente.

Segundo Brinson (1993), os processos que mantêm as áreas alagadas ou planícies de inundação hidrológica ao nível de paisagem encontram-se freqüentemente inseridos em escalas tão abrangentes que definem por si mesmo a natureza das áreas alagadas (clima e geomorfologia).

Embora as planícies de inundação hidrológica que compõem as paisagens estudadas apresentem dimensões relativamente reduzidas (geralmente menores do que 1 Km<sup>2</sup>) e a classificação individual destas possa apresentar problemas devido a variações estruturais ou mesmo funcionais. No conjunto essas parecem representar um sistema maior responsável pela formação da paisagem onde o rio Cotia se encontra inserido.

É evidente que a classificação de ecossistemas deve envolver, idealmente, um conjunto de fatores biológicos, químicos, geológicos e físicos, cujo denominador comum é a energia (Odum et al., 1974).

Mas a carência de estudos específicos, principalmente no que se refere aos fatores bióticos, tem levado à simplificação dos métodos, sendo que o mais amplamente utilizado centra os critérios de classificação das áreas úmidas e alagadas em apenas dois fatores: geomorfologia e hidrologia (Ramsar Convention Bureau, 1991). Assim, baseando-se nos critérios da Convenção Ramsar, as áreas estudadas são classificadas como planícies de inundação fluviais.

No sentido de conciliar o escopo do presente trabalho com um tipo de classificação que considere as propriedades da paisagem e que seja, portanto, extrapolável para outros tipos de ecossistemas, foi considerada também a classificação proposta por Kangas (1990).

Esta centra-se no reconhecimento de quatro tipos de distribuição espacial de energia (em ponto, linha, frente e laminar), onde a combinação dessas com seis formas básicas de ecossistemas resultam no reconhecimento de seis padrões possíveis.

As planícies de inundação fluviais enquadram-se, no caso, naquelas com formas de terreno em 'faixa', onde os fluxos de água, sedimento e nutrientes (energia) resultantes de processos erosivo-depositacionais são de média a alta intensidade e variam em função do trecho ou ordem do rio em questão (Kangas, 1990).

No presente trabalho, a proposta metodológica de diagnóstico ecológico das planícies de inundação fluviais foi fundamentada em técnicas relativamente simples onde, foram considerados dados espaciais referentes a rede de drenagem, geomorfologia e tipos de uso e ocupação da terra.

Assim, a avaliação do estado de conservação das planícies de inundação 1-2, 3-4 e 5-6, as quais correspondem as paisagens 1-2, 3-4 e 5-6, foi efetuada a partir de análises múltiplas realizadas em três níveis (degradação, modificação e ameaça), cuja quantificação e ponderação foi obtida na forma de índices (cf. item 4.2.3):

- 1) nível de degradação, determinado a partir do índice de qualidade da água no trecho fluvial considerado;
- 2) nível de modificação dos atributos físicos, que alteraram a hidrologia da planície de inundação;
- 3) nível de ameaça, estimado em função da expectativa da melhora, redução ou eliminação de funções hidrológicas que influenciam a capacidade das planícies de inundação atuarem como 'buffers' e/ou filtros naturais.

O resultado do nível de degradação - obtido, no caso, exclusivamente a partir da análise de parâmetros de qualidade da água, foi mostrado na Tabela 5.26 e discutido no item 5.3.3 A avaliação do nível de modificação hidrológica das paisagens locais é mostrada na tabela a seguir (Tabela 5.28).

Tabela 5.28: Avaliação do nível de modificação hidrológica das paisagens locais. Quanto menor o valor atribuído a cada mudança melhor conservadas se encontram as unidades de paisagem e quanto maior o valor total (obtida da equação de conversão 4.2), melhor o estado de conservação.

DESCRIÇÃO DA MUDANÇA	PESOS	PAISAGENS		
		1-2	3-4	5-6
1 área sob influência do sistema de drenagem do solo	0.30	0.028	0.232	0.013
2 área sob influência de diques	0.10	0.000	0.039	0.000
3 área sob influência da retificação fluvial	0.10	0.000	0.154	0.000
4 áreas aterradas	0.10	0.008	0.021	0.004
5 substituição da cobertura vegetal original	0.15	0.093	0.054	0.072
6 substituição da cobertura vegetal original por vegetação hidrófita	0.10	0.012	0.065	0.008
7 área sob influência da barragem	0.15	0.193	0.111	0.093
<b>TOTAL</b>	<b>1.00</b>	<b>86</b>	<b>52</b>	<b>91</b>

A partir dos resultados mostrados na tabela anterior pode-se constatar que a área que sofreu a mais significativa alteração da sua característica hidrológica foi aquela correspondente a planície 3-4, que obteve a menor pontuação final ('52').

Este valor decorreu essencialmente de transformações das propriedades físicas relacionadas com a geomorfologia fluvial. Em outras palavras, a partir de obras civis foi eliminada uma das principais características da planície de inundação, ou seja, a presença de solos pouco drenados e, portanto, saturados ou com elevado percentual de umidade (itens 1, 2, 3 e 4 da tabela anterior).

Como resultado dessas transformações o meio biótico também sofreu mudanças, pois onde deveria ocorrer vegetação adaptada ao estresse hídrico (hidrófitas obrigatórias ou facultativas), prepondera vegetação característica de terras altas ou obrigatoriamente de áreas não alagadas (item 6 da tabela anterior).

Em relação a planície de inundação 1-2, embora sua estrutura morfológica tenha sido pouco modificada, a presença de barragens muito próximas a montante regularizaram as vazões fluviais e atenuaram a frequência e intensidade de inundação das várzeas, resultando na redução da capacidade funcional dessa planície de inundação.

A despeito de estar situada em uma área cujo entorno encontra-se fortemente urbanizado, a planície de inundação 5-6 apresentou em geral o melhor estado de conservação. Isto ocorreu devido ao baixo nível de mudança na sua estrutura morfológica interna, mas decorre também da ausência de barragens (um dos principais tipos de influências externas) regularizando a vazão fluvial nesse trecho de rio.

Uma vez dispondo-se dos níveis de degradação e de modificação dos atributos físicos e inferindo-se os 'níveis de ameaça' relativos as três áreas consideradas, foi obtido o resultado final da avaliação do estado de conservação das categorias consideradas (Tabela 5.29).

Tabela 5.29: Estado de conservação das paisagens locais.

CATEGORIAS	PAISAGENS		
	1-2	3-4	5-6
nível de degradação	64	50	49
nível de modificação	86	52	91
nível de ameaça	50	50	75
<b>ESTADO DE CONSERVAÇÃO</b>	<b>67</b>	<b>51</b>	<b>72</b>

A tabela anterior mostra baixo grau de conservação da paisagem 3-4 e graus relativamente mais elevados para as demais áreas. O baixo estado de conservação da paisagem 3-4 resultou do baixo índice verificado para as três categorias analisadas, sem predomínio significativo de uma em relação às demais.

Entretanto a categoria que representou o diferencial (negativo) desta área foi o nível de modificação. Concebido para estimar o grau de mudança física da paisagem, o baixo valor verificado no índice criado sugere grande redução qualitativa e quantitativa na capacidade funcional da planície de inundação.

Ainda no que se refere ao nível de modificação, cabem ressaltar os múltiplos sistemas destinados a garantir a eliminação desse ecossistema, alguns dos quais redundantes e que objetivam garantir áreas livres do estresse hídrico e permitir a ocupação residencial e o estabelecimento de áreas cênicas ou de lazer.

As características anteriores referem-se a região centro-sul da paisagem 3-4. Acredita-se, porém, que os remanescentes relativamente bem conservados localizados em sua região norte estejam ameaçados a curto e médio prazo devido a sua posição geográfica.

Isso porque essa paisagem encontra-se associada a uma região de grande valorização econômica e especulação imobiliária. Esperando-se, por isso, grande declínio no seu estado de conservação nos próximos cinco anos; justificando-se, assim, o valor atribuído ao nível de ameaça (50).

A tabela 5.26 indica ainda bom estado de conservação para a paisagem 5-6 atribuído, em grande parte, ao seu baixo índice de modificação física. Entretanto o índice de qualidade da água dessa região, situada mais à jusante da bacia foi o pior; no qual resultou da elevada carga de poluentes recebida pela mesma à montante e também devido a 'fontes internas'.

Embora a paisagem 1-2 apresente o melhor índice de qualidade da água (menor degradação) e baixo nível de modificação física (atribuído em grande parte a conservação de suas características hidráulicas internas), a mesma apresentou elevado grau de ameaça à sua integridade.

Esse elevado grau de ameaça foi atribuído porque, assim como a área 3-4, suas formas de uso não se encontram bem definidas e portanto 'estabilizadas'. A área 1-2 localiza-se na linha de frente da rápida expansão urbana regional e adjacente a bairros de baixo poder aquisitivo, elevada densidade demográfica e ausência de sistemas de coleta e tratamento de esgoto.

Essas características somadas ao baixo potencial de planejamento do poder público em termos de ser capaz de disciplinar e ordenar a ocupação do espaço, foram os principais fatores que levaram a inferir elevada possibilidade de declínio no estado de conservação dessa área.

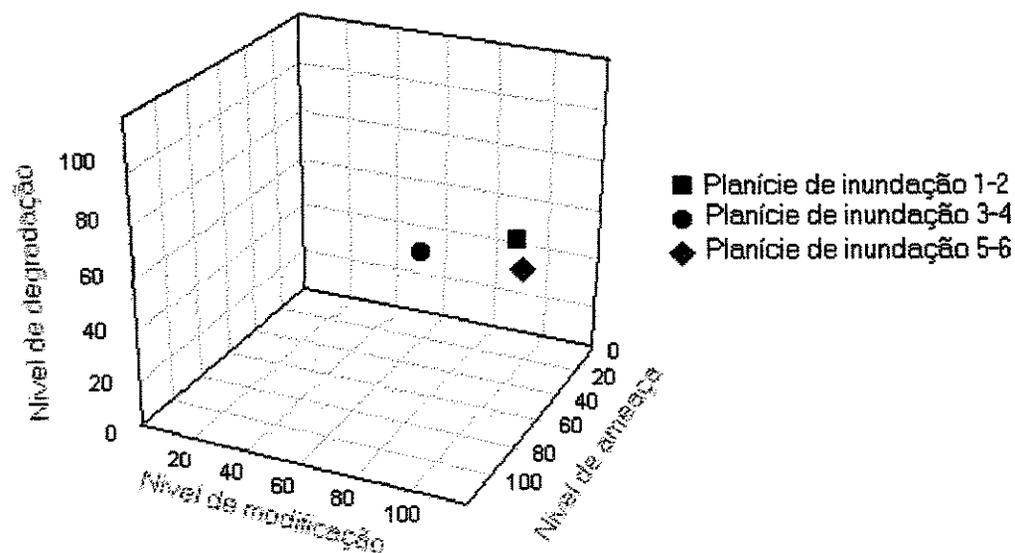


Figura 5.28: Gráfico tridimensional para avaliação multifuncional das paisagens locais.

Embora não tenha sido estimado o impacto conjunto da qualidade da água (eutrofização) e desestruturação física das paisagens, é importante ressaltar que conceitualmente a bacia do Baixo Cotia apresenta importantes características que levam a um processo de conversão das áreas alagadas para áreas não-alagadas (terrestrialização).

Em outras palavras, o enriquecimento das águas devido a poluição conjugado com o processo de a eliminação ou redução de distúrbios relacionados com inundações (p. ex. redução da frequência de inundação, da velocidade de fluxo e do tempo inundado) levam a um aumento de produtividade e acúmulo de biomassa hidrofitica e sedimentos nos picos de vazão (Amoros et al., 2000).

Além desse processo induzir a elevação topográfica ('várzeas auto-emergentes') (cf. Semeniuk & Semeniuk, 1997), a ausência de distúrbio propicia a ocorrência de processos sucessionais (Amoros, 2000).

Conforme sugerido pela metodologia anterior, a redução do nível de conservação das planícies de inundação estudadas tem origens variadas, sendo uma das principais o controle hidrológico dessas áreas associado ao processo de urbanização, na qual tem como objetivo transformá-las em terras desprovidas de estresse hídrico.

Esse controle, no entanto, não é simples pois são usualmente intensas e/ou numerosas as energias internas e externas a que esses ecossistemas são submetidos (Odum, 1986).

Como resultado, a 'domesticação' desses ecótonos tem sido implementada através de múltiplos mecanismos de controle ao longo da bacia de captação que, frequentemente, se superpõem funcionalmente para permitir a 'máxima estabilização' do ambiente e facilitar seu uso.

Porém, como reflexo das mudanças nas paisagens regionais, é difícil promover a ‘estabilização’ das paisagens locais pois os ‘mecanismos de controle’ destinados a promover a homeostase encontram-se usualmente inter-conectados (Preston & Bedford, 1988; Forman & Godron, 1986).

Uma das principais energias externas que afetam a ‘estabilidade’ dessas paisagens, dizem respeito ao escoamento difuso de água através de paisagens adjacentes, cuja mobilidade da água, interação e capacidade solvente faz com que esse elemento adquira algumas das características dos ambientes percorridos.

Com muita frequência essa capacidade da água ‘reter informações’ relaciona-se com a capacidade dos ecossistemas promoverem mudanças graduais (p. ex. gradientes de temperatura, umidade) entre ecossistemas vizinhos (bordas), na qual influencia inclusive a capacidade de auto-regulação e aumento de diversidade das unidades da paisagem.

A medida em que ocorre a convergência dos fluxos hídricos da bacia para suas planícies de inundação, com uma simultânea redução nas escalas de tempo e espaço, as energias que interligam os componentes dos ecossistemas palustres tornam-se mais numerosas, concentradas e intensas.

Essa convergência de energia e matéria, associada a capacidade ‘buffer’ dos ambientes palustres agrega nestes potencialmente mais **entropia** onde, se por um lado pode resultar em efeitos destrutivos e instabilidades inerentes ao local e escala considerados, por outro, são criados sistemas altamente dinâmicos e complexos.

Isso ocorre porque além de reter água, esse tipo de ecossistema recebe e concentra também sedimentos e compostos químicos variados que possibilita o funcionamento integrado da unidade que passa a se comportar como um ‘vaso de reação’. Além desse processo favorecer a ciclagem e ‘aprisionar’ nutrientes, propicia o surgimento de ecossistemas com elevada biodiversidade e/ou alta produtividade.

Nesse sentido, acredita-se que uma abordagem fundamental a ser incorporada na elaboração de planos integrados de gestão de recursos hídricos deva incluir o aproveitamento do potencial natural proporcionado pelas propriedades emergentes<sup>1</sup> e sinérgicas<sup>2</sup> das várzeas, tanto no que se refere a melhoria da qualidade e quantidade de água na bacia quanto na própria aceleração da reabilitação (resiliência) desses ambientes.

Porém, mantidas as atuais atitudes no sentido de eliminar ou neutralizar esses ecossistemas de transição do Baixo Cotia, acredita-se que o processo de degradação destes será perpetuado, afetando a quantidade de água disponível para o homem principalmente nos períodos de estiagem devido a incapacidade de retenção de água na bacia.

Devido à remoção de mecanismos hidráulicos capazes de atenuar fluxos de águas de chuva, não se vislumbra a possibilidade de melhoria dos indicadores de qualidade da água em nenhuma época do ano, agravando assim o impacto crônico causado pelo lançamento de efluentes *in natura* nos corpos de água.

A implantação de obras civis destinadas a assegurar múltiplos mecanismos de controle hidrológico nas paisagens do rio Cotia, tem sido historicamente executadas dissociadamente de planos de gerenciamento dos recursos hídricos da bacia de drenagem.

Por isso, enquanto as mudanças nas paisagens da bacia do rio Cotia não forem examinadas articuladamente e inseridas estrutural e funcionalmente no ciclo hidrológico, qualquer plano de gerenciamento continuará alcançando apenas sucessos parciais, apesar dos crescentes gastos em obras de infra-estrutura.

Isso porque mesmo pequenas mudanças na hidrologia de processos de superfície ou subterrâneos podem resultar em significativas mudanças funcionais nas áreas alagadas. Estas mudanças, por outro lado, implicam em impactos cumulativos no tempo e espaço não apenas no ambiente afetado, mas também rio abaixo (Mulamoottil et al., 1996).

---

<sup>1</sup> propriedades emergentes representam a combinação de componentes ou sub-conjuntos para produzir sistemas funcionais maiores, onde emergem propriedades que não estavam presentes no nível inferior (Odum, 1986)

A possibilidade de utilizar princípios da ecologia de paisagem para distinguir os diferentes tipos de ecossistemas alagados ao longo da bacia de drenagem e as respectivas formas de impacto a que cada um encontra-se submetido, representa importante ferramenta de auxílio em termos de avaliar o impacto de efeitos cumulativos nesses ecossistemas (Preston & Bedford, 1988; Lee & Gosselink, 1988; Whigham et al., 1988).

Dentro dessa perspectiva, enquanto os efeitos cumulativos continuarem absolutamente desconhecidos e desconsiderados dos planos de gestão, os problemas ambientais relacionados tornam-se cada vez mais sérios e freqüentes, tornando a compreensão do conjunto de impactos tão difícil quanto necessário para a mitigação dos problemas gerados (Risser, 1988; Preston & Bedford, 1988).

Com a finalidade de ‘fechar’ o ciclo conceitual inerente aos processos de planejamento ambiental (cf. Figura 3.1), serão apresentadas no item a seguir as principais diretrizes a serem consideradas em futuros projetos de gerenciamento integrado da bacia do rio Cotia, cujas propostas de ação deverão estar inseridas na realidade técnica, social, econômica e política da região.

---

<sup>2</sup> sinergismo é quando duas substâncias interagem ou se combinam para formar um terceira

## 5.5 PROPOSTAS DE GERENCIAMENTO DE PAISAGENS REGIONAIS

A partir das informações apresentadas na avaliação e diagnóstico das paisagens da bacia do rio Cotia, pode-se concluir que não existiria um, mas um conjunto de problemas que atuariam cumulativamente sobre os recursos hídricos e em alguns casos, sinergeticamente, afetando em graus e escalas variados o ciclo hidrológico e a qualidade da água.

Assim, para a gestão dos recursos hídricos, seria necessário estabelecer planos com ações mitigadoras ou corretivas em duas escalas: uma em nível regional e outra em nível local. Propõe-se, a seguir, um conjunto de ações articuladas às paisagens que vão desde orientações gerais até propostas específicas destinadas a aumentar a quantidade e melhorar a qualidade da água.

Por princípio, considera-se que as formas de uso e ocupação da bacia de captação devam respeitar, idealmente, as 'vocações naturalmente definidas' pelas paisagens originais, ou seja, pelos padrões concebidos a partir da fusão das geo-classes dos mapas geológico, geomorfológico e pedológico, os quais definiram as chamadas geo-unidades de paisagem (Figura 5.1).

Como forma de induzir os tipos de uso e ocupação previstos seria fundamental a correta inserção dos principais vetores de desenvolvimento regionais. Assim, ao invés da Rodovia Raposo Tavares cortar indistintamente as geo-unidades de paisagem, esta atravessaria de leste para oeste a UP-1, que corresponde ao cruzamento das seguintes geo-classes: Gnaisses, Morrotes do Planalto Paulistano e Latossolo vermelho-amarelo 4 (Figura 5.29).

Continuando o trajeto, esse vetor atravessaria pequenos trechos das UP 4 e 5 as quais representam a fusão, respectivamente, das classes Micaxistos Finos, Morrotes do Planalto Paulistano e Latossolo vermelho-amarelo 4 e Micaxistos Finos, Morrotes do Planalto Paulistano e Cambissolo.

Como as características físicas das UP 6, 7, 8 e 9, formadas pela associação entre Micaxistos Finos e Morros e Espigões, originam feições geologicamente instáveis e portanto impróprias para a ocupação urbana e que dificultam a execução e manutenção de obras viárias, o atual trajeto da Rodovia Raposo Tavares seria deslocado cerca de 2 Km para o norte.

Essa mudança na rota evitaria a área geomorfologicamente crítica dos Morros e Espigões e ao invés de atravessar 4.6 quilômetros de área de Micaxistos Finos<sup>1</sup> a rodovia atravessaria apenas 1.3 Km. Seguindo o rumo oeste, a rodovia tangenciaria a borda norte dos Morros e Espigões (no limite externo da bacia) em área de planalto.

A travessia da rodovia em áreas de planalto, evitando as Planícies de Inundação e os Morros e Espigões, além de não causar impactos diretos sobre a água decorrentes das obras viárias, provavelmente ajudaria a induzir o distanciamento da ocupação em relação a essas áreas. Embora esse 'novo trajeto' não garanta isoladamente padrões adequados de ocupação, é provável que ajudasse a norteá-lo.

Essa mesma premissa seria adotada para a definição dos 'novos trajetos' de estradas intermunicipais ou eixos regionais de acesso a áreas rurais (p. ex. Estrada Fernando Nobre e Estrada do Morro Grande), onde o traçado ocorreria integralmente em área de planalto e sem interceptar planícies de inundação de grandes dimensões.

É evidente, entretanto, que a implantação das mudanças anteriormente sugeridas são econômica e politicamente tanto mais complexas e de difícil execução, quanto mais consolidada estiver a ocupação na bacia. Salienta-se, porém, que sem um estudo detalhado sobre as implicações desse novo traçado da rodovia na bacia não se deve excluir *a priori* a proposta sugerida.

As paisagens consideradas em conflitos mais severos e que, portanto, deveriam ser abordadas prioritariamente em planos de gerenciamento da bacia, seriam aquelas decorrentes da presença urbana em áreas de risco e/ou de proteção ambiental (Morros e Espigões e Planícies de Inundação).

A descrição das paisagens em conflito ou com potencial de conflitos e a respectiva sugestão para saná-los ou mitigá-los encontram-se descritos na Tabela 5.30.

---

<sup>1</sup> área sujeita a deslizamentos

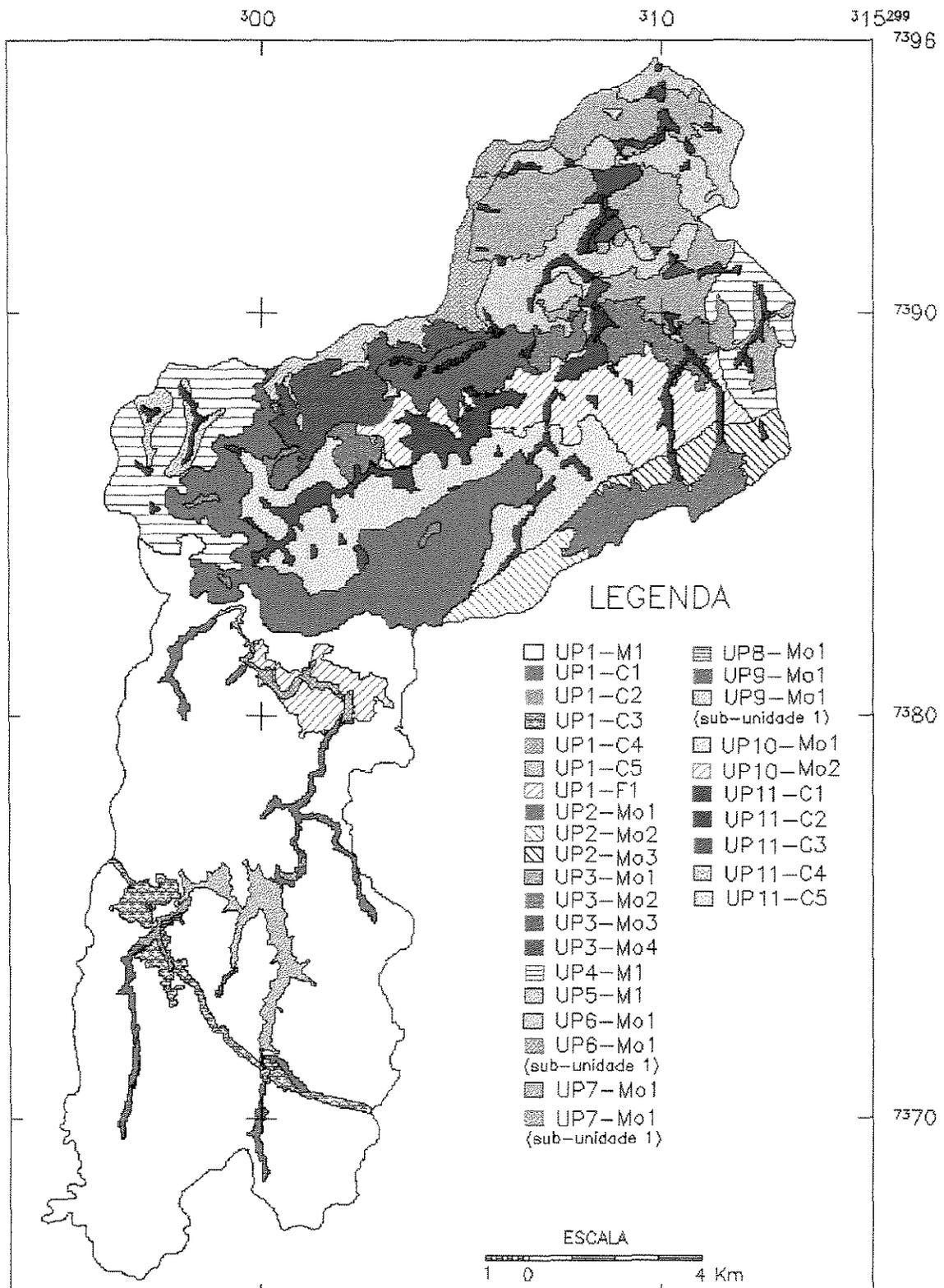


Figura 5.29: Mapa de áreas de conflitos, obtidas a partir da identificação das unidades de paisagem ocupadas em desacordo com a legislação ou com impactos em potencial. UP= unidade de paisagem; M= matriz; Mo= mosaico; F= fragmento; C= corredor. A descrição dos conflitos e sugestões de mitigação encontram-se na Tabela 5.30.

Tabela 5.30: Descrição das unidades ou sub-unidades de paisagem em conflito e recomendações. O número entre parênteses na segunda coluna indica a magnitude do conflito em ordem crescente.

Paisagem Atual	Unidade de paisagem e a respectiva magnitude do conflito	Características de forma e composição	Elementos indutores da unidade de paisagem	Descrição da unidade ou sub-unidade de paisagem em conflito e recomendações
P1	UP1-M1 (ZERO)	matriz	composição do meio físico	por representar a paisagem natural não possui conflitos. Deve-se atentar para invasões pontuais nas suas fronteiras norte e leste, decorrentes da expansão da Região Metropolitana de São Paulo. Sugere-se intensificar a fiscalização dessas áreas, a manutenção contínua dos marcos e grades fronteiriços, assim como controlar os incêndios florestais;
	UP1-C1 (ZERO)	corredor fluvial	composição do meio físico	paisagem natural sem conflitos. Não sendo necessário qualquer tipo de intervenção;
	UP1-C2 (2)	corredor fluvial	construção da Ferrovia Sorocabana	campo antrópico sobre solo hidromórfico em área de corredor fluvial. Esta área necessita ser recuperada, sendo recomendada a recomposição da mata ciliar original;
	UP1-C3 (2)	corredor	construção e presença da Ferrovia Sorocabana	campo antrópico em ex-área de Reserva Florestal que necessita ser reflorestada, sobretudo na sua região oeste;
	UP1-C4 (ZERO)	corredor	construção dos Reservatórios Pedro Beicht e da Graça	mata alterada reflorestada com espécies exóticas. Recomenda-se não intervir nesta área, permitindo que ocorra naturalmente o processo de sucessão;
	UP1-C5 (1)	'corredor hídrico'	Reservatórios Pedro Beicht e da Graça (mananciais)	rios, riachos e Planícies de Inundação inundados por reservatórios. Uma vez que o impacto já está consolidado, sugere-se apenas monitorar a evolução da qualidade da água dos reservatórios a fim de prevenir sua eutrofização precoce e o comprometimento do manancial;
	UP1-F1 (ZERO)	fragmento	construção dos Reservatórios Pedro Beicht e da Graça	mata alterada reflorestada com espécies exóticas. Recomenda-se não intervir nesta área, permitindo que ocorra naturalmente o processo de sucessão;

P2	UP2-Mo1 (1)	matriz	seletividade de acesso e influência da ação imobiliária	por ser formada por área de Morrotes e Morros Paralelos a UP2-M1 deveria ser, idealmente, área florestal ou apresentar usos rurais com culturas de ciclo longo. Mas, considerando-se que esta foi urbanizada com ocupações de baixa densidade e dispondo de infra-estrutura sanitária, o potencial de conflitos torna-se relativamente menor. Cabe destacar, porém, o risco de ocupar as planícies de ocupação locais, tendo-se em vista que a elevada declividade topográfica das sub-bacias imediatamente adjacentes favorece a ocorrência de inundações;
	UP2-Mo2 (4)	mosaico rural	usos diversos (agropecuária) associados a populações com baixa e média densidade de ocupação e alta renda	o maior problema desse mosaico consiste na presença de um aterro sanitário em condições precárias de manutenção apresentando-se, portanto, nocivo às populações mais próximas e com potencial altamente poluidor para os córregos que nascem próximos devido a contaminação pelo chorume;
	UP2-Mo3 (1)	mosaico rural	proximidade de São Paulo e sua conexão através das Rodovias Raposo Tavares e Regis Bittencourt,	embora ainda esteja relativamente pouco ocupado, com predomínio de atividades agro-pastoris, em consequência de sua posição geográfica (próxima a cidade de São Paulo) e facilidade de acesso viário, apresenta grande potencial para um rápido crescimento urbano, necessitando, por isso, medidas legais (por exemplo, nova lei de uso e ocupação) que evite sua ocupação desordenada;
P3	UP3-Mo1 (2)	mosaico urbano em corredor	Rodovia Raposo Tavares, eixo viário que atravessa indistintamente	como característica em comum a todas as UP3, estas nasceram e centraram suas atividades em torno da Rodovia Raposo Tavares. Na UP3-Mo1, porém, tende a predominar o setor de serviço e comércio, como extensão do que vem ocorrendo nas paisagens a leste (cidade de São Paulo). Tendo-se em vista os setores de atividades que predominam na área e ausência de tratamento dos efluentes gerados, recomenda-se um sistema de coleta e tratamento de efluentes integrados aos efluentes residenciais;
	UP3-Mo2 (2)	mosaico urbano em corredor	vários tipos de formações geológicas, pedológicas e geomorfológicas	as UP3-Mo2 e UP3-Mo3 localizam-se em grande parte sobre Morrotes do Planalto Paulistano e portanto em relevo propício para ocupação urbana. Essas UP são mosaicos urbanos com predomínio de áreas industriais de médio e grande porte imediatamente às margens da rodovia, com áreas residenciais de alta e média densidade de ocupação e baixa e média renda ao fundo dessas indústrias. Apesar das facilidades associadas a esse tipo de distribuição espacial, a gestão dos recursos hídricos relacionada aos

	UP3-Mo3 (2)	mosaico urbano em corredor		sistemas sanitário e de abastecimento de água torna-se prejudicada porque os efluentes domésticos e industriais misturam-se na rede de coleta, o que dificulta a eficiência do tratamento destes e, portanto, a possibilidade de reuso de água. Tendo-se em vista a elevada concentração de indústrias às margens da Rodovia Raposo Tavares, sugere-se que estas disponham de rede de abastecimento de água (proveniente de reuso) e de coleta e tratamento de efluentes específica;
	UP3-Mo4 (5)	mosaico urbano em corredor		este mosaico de populações urbanas situa-se quase que integralmente em área de risco (Morros e Espigões) e, a rigor, esta população deveria ser transferida para outra área. A despeito dos custos econômicos, sociais e políticos impedirem decisão de tal envergadura, seriam prementes estudos em escala local a fim de se avaliar as áreas mais críticas, onde encontram-se associados Micaxistos Finos e encostas com elevada declividade. Além disso, tendo-se em vista a ocupação urbana das planícies de inundação situadas entre os Morros e Espigões, é considerável o risco de inundações de intenso poder destrutivo devendo ser priorizada também a transferência da população existente nessas áreas (ver item UP10-C5);
P4	UP4-M1 (1)	matriz	Rodovia Raposo Tavares e proximidade com a cidade de São Paulo	paisagem urbanizada com baixo potencial de conflito a curto prazo. Isso porque essa área possui baixa densidade de ocupação sobre Colinas Pequenas e dispõe de infra-estrutura que inclui coleta de lixo e fossas sépticas. Entretanto, em função da tendência de verticalização dessa área a médio e longo prazo, considera-se fundamental a adoção de medidas legais (por exemplo, nova lei de uso e ocupação) que evitem a verticalização e adensamentos populacionais;
P5	UP5-M1 (4)	matriz	Rodovia Castelo Branco	embora esta paisagem esteja inserida preponderantemente em área geomorfologicamente propícia a ocupação (Morrotes do Planalto Paulista), representa uma zona de intenso crescimento urbano desprovida quase totalmente de infra-estrutura sanitária que deve ser providenciada; além disso sua região oeste, composta por micaxistos finos, apresenta grande potencial erosivo sendo necessário estruturar planos de urbanização para a paisagem;

P6	UP6-Mo1 (2)	mosaico urbano-rural	Rodovias Raposo Tavares e Castelo Branco	esta UP permite ocupação urbana. Além disso, a presença de rede de infraestrutura sanitária associada a áreas de baixa a média densidade de ocupação, relativas aos condomínios de alto padrão onde as mesmas encontram-se inseridas, não constitui a princípio uma paisagem conflitiva. A maior restrição às ocupações existentes é a falta de coleta e tratamento de esgoto, sendo este enviado para fossas coletivas dos condomínios e localizadas usualmente nas planícies de inundação. Neste caso, recomenda-se a coleta do esgoto através dos coletores-tronco atualmente sendo construídos na região;
	UP6-Mo1 (sub-unidade 1) (2)	mosaico urbano-rural	Rodovias Raposo Tavares e Castelo Branco	apesar dessa área permitir ocupação e já estar de fato parcialmente ocupada, esta apresenta baixa densidade populacional e não deve apresentar conflitos graves. Mas a presença de Micaxistos Finos em toda sua região oeste exige atenção quanto às futuras formas de ocupação dessa área, devendo ser idealmente mais restritivas e menos adensadas do que a UP6-Mo1;
P7	UP7-Mo1 (1)	mosaico urbano-rural	Rodovias Raposo Tavares e Castelo Branco	embora predominem nesses mosaicos urbano-rurais os campos antrópicos e esta seja uma área cujas características do meio físico propicie a ocupação urbana, deve-se atentar para a rápida expansão urbana nas adjacências e internamente, pois a falta de infraestrutura sanitária adequada poderá resultar em problemas sanitários a médio prazo;
	UP7-Mo1 (sub-unidade 1) (2)	mosaico urbano-rural	Rodovias Raposo Tavares e Castelo Branco	embora essa faixa leste seja uma extensão da UP7-Mo1 e portanto também se encontre inserida no Planalto Paulistano, a presença de Micaxistos Finos recomenda formas de ocupação mais restritivas e menor adensamento populacional e de obras civis;
P8	UP8-Mo1 (2)	matriz	Rodovia Raposo Tavares	assim como o Alto Cotia (P1) a UP8-Mo1 faz parte da geo-paisagem 7. A UP8-Mo1, porém, permite a ocupação urbana e por estar localizada em área de planalto e possuir infraestrutura sanitária associada a área de baixa a média densidade de ocupação não constitui a princípio uma paisagem conflitiva. A maior restrição às ocupações existentes é a falta de coleta e tratamento de esgoto, sendo este enviado para fossas coletivas localizadas usualmente próximas ou nas planícies de inundação;

P9	UP9-Mo1 (2)	mosaico rural	Morros e Espigões e a distância em relação a Rodovia Raposo Tavares	esta importante e frágil UP é um diferencial em relação às demais áreas pois associa Morros e Espigões a Micaxistos Finos. Nesse sentido não se recomenda qualquer forma de ocupação urbana nessas áreas, mas apenas chácaras de lazer ou quaisquer outros tipos de uso rural que induzam à arborização, ao plantio de reflorestamentos e culturas de ciclo longo;
	UP9-Mo1 (sub-unidade 1) (4)	mosaico rural	Morros e Espigões e a distância em relação a Rodovia Raposo Tavares	localizada no extremo norte da UP9-Mo1 esta fração do mosaico anterior também não admite ocupação urbana mas, em função da sua posição na cidade de Cotia, é para onde a cidade tem se expandido. A despeito dos riscos envolvidos, esta faixa constitui uma “extensão natural” da UP3-Mo4 e cuja ocupação também deve ser fortemente coibida;
P10	UP10-Mo1 (1)	mosaico rural	Morros e Espigões e relativa distância em relação a Rodovia Raposo Tavares	paisagem predominantemente rural, apresentando baixo potencial de conflitos porque embora seja uma área de transição (Planalto Paulistano-Morros e Espigões) as características gerais ainda favorecem a ocupação urbana. Recomendações semelhantes a UP7-Mo1;
	UP10-Mo2 (2)	mosaico urbano-rural	proximidade em relação a Rodovia Raposo Tavares e a cidade de São Paulo	paisagem urbana intercalada por algumas áreas rurais. Apresenta características que favorecem a ocupação e apresenta baixo potencial de conflitos. Recomendações semelhantes a UP7-Mo1;
P11	UP11-C1 (3)	corredor	usos diversos (agropecuária) ou áreas sem uso específico	embora a UP11-C1 seja predominantemente rural esta sofre, principalmente ao norte da Rodovia Raposos Tavares, intensa pressão imobiliária e valorização devido a escassez de espaços livres. Acredita-se que uma alternativa plausível para a conservação dessas áreas seja atribuindo-lhes algum tipo de ‘uso urbano’; por exemplo, incentivando a criação de clubes de campo ou parques. E de uma maneira geral devem ser vetadas obras civis e, sobretudo, alterações da estrutura hidráulico-fluvial etc.;
	UP11-C2 (3)	corredor urbanizado	expansão das áreas urbanas sobre as planícies de inundação	a UP11-C2 corresponde às planícies de inundação já ocupadas pelas áreas urbanas. Uma vez consolidadas estas áreas, através do fornecimento de infra-estruturas (água encanada, rede de coleta de esgoto, sistemas de drenagem, ruas asfaltadas, canalização de córregos etc.) torna-se improvável a reversão do quadro, devendo-se atentar conseqüentemente para que medidas de manutenção da infra-estrutura contra inundações estejam sendo implementadas (p. ex. desobstrução de bocas de lobo e limpeza de ruas). Mas nesse caso, também é fundamental que nas regiões localizadas rio acima sejam criados, ou restabelecidos, mecanismos para retardar e amortizar o escoamento da água superficial para evitar pulsos de água. Uma situação crítica é a presença de condomínios de alto padrão nessas áreas ou adjacentes às mesmas, pois dispendo de fossas individuais

				ou coletivas, podem facilmente contaminar o lençol freático. Esse potencial é especialmente elevado nos condomínios com fossa coletiva, pois na maioria das vezes estas são construídas nas áreas 'menos valorizadas', ou seja, nas planícies inundáveis. Acrescente-se a esse problema sanitário o fato de que, com a crescente escassez de água na região, ser cada vez mais freqüente a perfuração de poços tubulares (ou artesianos) nessas áreas sedimentares
	UP11-C3 (3)	corredor	usos diversos (agropecuária) ou áreas sem uso específico	assim como a UP11-C1 esta UP é predominantemente rural, mas sofre intensa pressão imobiliária e valorização devido a escassez de espaços livres. Embora seja um terraço das planícies de inundação as recomendações para a UP11-C3 são idênticas em relação àquelas sugeridas para a UP11-C1;
	UP11-C4 (3)	corredor urbanizado	expansão das áreas urbanas sobre as planícies aluviais	esta unidade corresponde a áreas urbanas inseridas em terraços de planícies aluviais, caracterizando-se por abrigarem populações de alta renda e baixa densidade de ocupação. Embora com probabilidade de inundação reduzida esta também ocorre (com freqüência de várias décadas) e são, portanto, áreas de risco. Embora o lençol freático dessas áreas seja geralmente mais profundo do que o das planícies de inundação hidrológica, ainda assim permanece elevado o seu risco de contaminação, principalmente porque todo o esgoto doméstico é lançado diretamente em fossas.
	UP11-C5 (5)	corredor urbanizado	expansão das áreas urbanas dos Morros e Espigões sobre as planícies aluviais	esta é a principal área de risco da bacia pois, além de ser uma planície de inundação localizada entre Morros e Espigões e estarem conseqüentemente sujeitas a intensos e freqüentes pulsos de água, estes pulsos tendem a ser magnificados devido a impermeabilização do solo adjacente. Por isso, esta população deve ser transferida para outra área imediatamente e, no local, serem implementados planos de recuperação específicos e articulados com os planos recomendados para a paisagem adjacente (UP3-Mo4);

Em função da gravidade dos conflitos apontados, sobretudo nas UP2-Mo1, UP3-Mo4 e UP10-C5, com magnitudes de respectivamente 4, 5 e 5 (em escala crescente de zero a cinco), tornam-se urgentes as ações, principalmente se considerarmos a expectativa de expansão das áreas urbanas e industriais.

Conforme explicitado pela Tabela 5.30, dentre as UP anteriores a UP3-Mo4 é sem dúvida a que apresenta maiores conflitos internos que, inclusive, são de certa forma 'exportados' para as UP10 situadas rio abaixo.

Isso ocorre porque além de condições sanitárias precárias, a conjugação de fatores como a impermeabilização dos solos urbanos em paisagens topograficamente acidentadas favorece o aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial da água de tempestade.

Como resultado, verificam-se inundações, destruição de redes infra-estruturas (ruas, estações de tratamento e redes de água e esgoto etc.), deslizamento de encostas, processos erosivos e deposicionais, assim como transtornos e perdas variadas.

Adicionalmente, um grave problema advindo do uso inadequado do solo urbano tem sido a contaminação das águas pluviais e fluviais, que tem resultado na perda de vidas humanas devido à doenças de veiculação hídrica e prejuízos financeiros principalmente no sistema público de saúde.

Partindo-se do pressuposto de que a regularização do ciclo hidrológico seja um dos pressupostos fundamentais para a administração dos recursos hídricos de qualquer bacia hidrográfica e que isso implique, dentre outros aspectos, no aumento do tempo de retenção da água nas sub-bacias, sugere-se que se adote na UP3-Mo4 um conjunto de medidas coadunadas a esse pressuposto.

Nesse sentido, tendo-se em vista o elevado nível de urbanização e a rápida expansão e adensamento populacional da UP3-Mo4, são diversificados os tipos de ações a serem implementadas nesta área tendo-se em vista a melhoria da qualidade da água e a redução da intensidade do escoamento superficial da água (conforme Tabela 5.31).

Tabela 5.31: Exemplos de possíveis formas de atenuação dos picos de precipitação e melhoria da qualidade da água pluvial na UP3-Mo4.

#### ATRIBUIÇÕES INDIVIDUAIS

##### Atribuição Individual

- encorajar o uso mínimo de áreas externas impermeabilizadas continuamente;
- reduzir o tamanho relativo da área construída em relação ao tamanho do lote;
- desfazer-se apropriadamente de fezes animais;
- educar a população a usar e eliminar produtos químicos, baterias, pilhas, óleos e fertilizantes.

##### Possibilidades de transporte, atenuação e pré-tratamento

- uso de tubulações perfuradas para o escoamento de água de chuva;
- valas perfuradas;
- uso de blocos de pavimentos modulares que permitam a infiltração de água no solo;
- construção de pequenos recipientes domésticos ('piscininhas') enterrados no solo para captação de água de chuva e atenuação dos picos de precipitação.

#### ATRIBUIÇÕES DO PODER PÚBLICO

##### Possibilidades de pré-tratamento;

- uso de áreas de infiltração;
- uso de áreas 'buffer' de vegetação;
- uso de lagoas não alinhadas.

##### Tratamento final e opções de atenuação

- uso de lagoas de retenção e detenção;
- uso de áreas alagadas naturais e construídas visando o tratamento das águas pluviais;
- uso de lagoas de retenção hidráulica ('piscinões') em áreas densamente impermeabilizadas.

Embora muitas dessas práticas de melhor manejo tenham sido historicamente relegadas a último plano - como a construção de áreas destinadas a armazenar/infiltrar águas pluviais -, com a evolução recente do conceito de sustentabilidade ambiental essas práticas tem obtido maior atenção.

Adicionalmente, cabe ressaltar que a mitigação dos efeitos adversos diagnosticados para a bacia como um todo não dependeria essencialmente de novos instrumentos legais, mas da vontade política em se executar a legislação em vigor como, por exemplo, a que regula o uso do solo urbano<sup>2</sup>, a que institui as políticas nacional e estadual de recursos hídricos<sup>3</sup> e os planos diretores dos respectivos municípios.

### 5.5.1 PROPOSTAS DE GERENCIAMENTO DE PAISAGENS LOCAIS

Conforme mencionado, não existiria um mas um conjunto de problemas que atuam isoladamente ou em conjunto nas paisagens. No caso que se refere especificamente à qualidade da água, esses problemas podem ser originados a partir de fontes pontuais ou não pontuais de poluição.

Acredita-se que uma forma de atenuar a poluição hídrica seja utilizando-se o potencial de ‘serviços naturais’ que podem advir do uso de áreas alagadas das planícies de inundação da bacia estudada. Complementarmente e, alinhado aos preceitos da engenharia ecológica<sup>4</sup>, seria possível utilizar também áreas alagadas artificiais devendo-se privilegiar, entretanto, as áreas naturais.

Justifica-se essa postura como forma de se romper a concepção ‘obreira’, no qual um número cada vez maior de estruturas artificiais são introduzidas nas paisagens a fim de ‘domesticá-las’ ou, simplesmente, para corrigir efeitos adversos produzidos por outras obras.

Uma segunda questão relacionada refere-se ao fato de que, sobretudo em paisagens antropizadas e extremamente heterogêneas, como as da bacia do rio Cotia, é difícil analisar de maneira integrada as paisagens e em especial os impactos cumulativos decorrentes das mudanças artificialmente introduzidas.

---

<sup>2</sup> Lei Federal nº 6.766/79 - Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano

<sup>3</sup> Lei Federal nº 9.433/97 – Criou e regulamentou a política nacional de recursos hídricos

<sup>4</sup> entendida pelo princípio segundo o qual a energia fornecida pelo homem através da manipulação ambiental é pequena, relativamente àquela desprendida pelo ambiente, mas suficiente para produzir grandes efeitos nos processos resultantes voltados à controlar sistemas (Mitsch, 1993; Mitsch e Gosselink, 1995)

Nesse sentido, para que a plena utilização de áreas alagadas naturais torne-se factível as planícies de inundação devem ser manejadas com maior especificidade e cuidado pois, a despeito do usualmente baixo valor estético e econômico atribuído a esses ecossistemas e das conseqüentes ações no sentido de eliminá-los, estes representam um grande passivo tanto do ponto de vista ecológico quanto econômico (Costanza et al, 1989; Costanza, 1991; King, 1998).

Para reverter essa situação e restabelecer inclusive o 'valor social' dessas áreas seriam necessários planos de reabilitação ambiental e de uso tão complexos quanto abrangentes, tendo-se em vista reincorporar essas áreas às paisagens.

Para que isso ocorra, entretanto, deve-se considerar não apenas o tamanho, morfometria, tipo e característica hidrológica de cada área, mas também a posição das mesmas na bacia e fatores 'extrínsecos' como as formas de uso e ocupação a montante e a jusante, sua inserção nos mosaicos de paisagens e, obviamente, a finalidade desejada ao se manejar cada área específica.

Assim, utilizando-se como exemplo de ações específicas a serem implementadas, citam-se as três paisagens que inserem as planícies de inundação estudadas (1-2, 3-4 e 5-6) (Tabela 5.32).

Tabela 5.32: Principais mudanças sofridas nas paisagem locais que afetaram o padrão hidrológico das mesmas e as respectivas ações recomendadas para a reabilitação funcional

Paisagens locais			Mudanças estruturais das paisagens que interferem no padrão hidrológico das planícies de inundação e/ou nos canais das planícies de inundação	Sugestões para a reabilitação funcional das planícies de inundação
1-2	3-4	5-6		
sim	sim	não	<ul style="list-style-type: none"> <li>drenagem do solo através da construção de canais e canaletas visando o escoamento da água de chuva e rebaixamento do lençol freático;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>estes canais devem ser aterrados com o mesmo tipo de sedimento do solo adjacente;</li> </ul>
não	sim	não	<ul style="list-style-type: none"> <li>construção de grandes buracos (transformados em lago devido ao suprimento subterrâneo de água), que objetivam a drenagem de água das áreas adjacentes através do bombeamento de água desses buracos para o rio;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>esses buracos podem ser mantidos, mas o sistema de bombeamento de água não;</li> </ul>
não	sim	não	<ul style="list-style-type: none"> <li>aprofundamento (mais de 1 metro) e estreitamento do leito do rio, para acelerar o escoamento da água fluvial, conter vazões mais elevadas no leito principal e facilitar a drenagem do solo adjacente;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>reerguer a calha e reestabelecer a largura original do rio Cotia e afluentes;</li> </ul>
não	sim	não	<ul style="list-style-type: none"> <li>construção de diques nas bordas do rio, tendo em vista aumentar a altura de suas margens e aumentar a capacidade de contenção do rio no seu leito principal;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>remover os diques construídos;</li> </ul>
não	sim	não	<ul style="list-style-type: none"> <li>destruição dos meandros e retificação do rio (retificação), ocasionando escoamento mais rápido e portanto menor tempo de retenção hidráulica;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>refazer meandros retificados;</li> </ul>
sim	sim	sim	<ul style="list-style-type: none"> <li>remoção da cobertura vegetal das margens imediatamente adjacentes; e</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>elaborar um plano de recuperação da vegetação ripária nativa;</li> </ul>
sim	sim	sim	<ul style="list-style-type: none"> <li>construção de barragens, com conseqüências a montante e a jusante.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>este tipo de impacto é de difícil reversão, mas uma medida mitigadora cabível consiste em reter menos água durante os picos de precipitação e, caso possível, 'abrir o vertedouro' localizado na parte mais central e baixa da barragem.</li> </ul>

### 5.5.1.1 POSSIBILIDADES DE USO ALTERNATIVO DE ÁREAS ALAGADAS ARTIFICIAIS

Considerando-se objetivos específicos ao se manejar determinada planície de inundação, é razoável supor que muitas áreas sejam incompatíveis em relação às metas e usos desejados (por exemplo, devido às dimensões ou às características hidrológicas) ou que os custos econômicos e/ou políticos sejam demasiados para encampar o projeto. Principalmente quando consideramos áreas profundamente impactadas, como a planície 3-4 descrita na tabela anterior.

Nesses casos a utilização de áreas alagadas artificiais eventualmente se constituirá em alternativa razoável para a bacia do rio Cotia, uma vez que essas são mais compactas do que as áreas naturais e desempenham funções mais específicas. Por isso, apresentam usualmente 'maior eficiência' principalmente no que se refere a capacidade de remover poluentes.

E, no Baixo Cotia, alguns dos principais problemas apontados nas planícies de inundação são exatamente a grande carga de nutrientes a que são submetidas, reduzida disponibilidade de áreas não ocupadas e, presumivelmente, baixo valor funcional no que se refere a capacidade de reter nutrientes através de processos naturais.

Segundo Mitsch (1992), para que a implantação desses ecossistemas artificiais possa ser bem sucedida em relação às finalidades para os quais foram concebidos, devem-se considerar alguns princípios fundamentais:

- projetar um sistema para operar com um mínimo de manutenção. Portanto, o sistema de vegetação, animais, microorganismos, substrato e fluxo de água deve ser desenvolvido para se auto-manter;
- projetar um sistema que utilize energia natural, como a energia potencial dos rios, como subsídio natural ao sistema;
- projetar o sistema inserido na paisagem, ou seja, aproveitando-se as formas naturais de relevo e fluxos de água;

- projetar o sistema com múltiplos objetivos, mas identificar ao menos um objetivo principal e vários secundários;
- projetar o sistema como um ecótono entre ambientes aquáticos e terrestres. Isto significa incluir faixas ‘buffer’ de vegetação ao redor do local;
- dar tempo para a ‘maturação’ do ambiente pois, embora seja altamente desejável acelerar a ativação funcional dessas áreas, tentativas de se antecipar processos de sucessão ecológica ou o super manejo das mesmas tem sido marcados pelo fracasso;
- projetar o sistema funcionalmente e não em termos de formato. Se a introdução de plantas e animais falhar mas as características funcionais das áreas alagadas forem mantidas – em função dos objetivos iniciais - então o projeto terá sido bem sucedido;
- não projetar áreas alagadas com formas retangulares, canais e estruturas rígidas ou formatos regulares. Os ‘sistemas naturalizados’ devem ser mimetizados para acomodar sistemas biológicos.

Cabe destacar que embora com frequência esses sistemas artificiais sejam concebidos prioritariamente para o tratamento de fontes pontuais e não pontuais de poluição hídrica, os mesmos devem desempenhar funções ecológicas secundárias e estarem estrategicamente posicionados nas paisagens de modo a também integrar os chamados corredores verdes.

No que se refere ao controle de fontes não-pontuais de poluição<sup>5</sup> Mitsch (1992) sugere a utilização de dois tipos básicos de áreas alagadas artificiais e que, no caso, também podem ser concebidos em função das características e diversidade do meio físico da bacia do rio Cotia:

- áreas alagadas dentro de rios: são áreas projetadas para operar dentro de sistemas fluviais através da inserção de barreiras (pequenos represamentos). Porém, o bloqueio total de um rio deve ser uma alternativa viável apenas para rios de baixa ordem e desde que sujeitos a pulsos de baixa e média intensidade, uma vez que esse tipo de projeto é particularmente vulnerável à inundações destrutivas (Figura 5.30-a). Sua vantagem é a possibilidade de melhorar a

---

<sup>5</sup> entende-se como fontes não-pontuais de poluição o escoamento difuso de águas de tempestade em áreas urbanas e rurais

maior parte da água que passa pelo sistema, principalmente através da remoção de sólidos em suspensão;

- áreas alagadas laterais aos rios ('riparian wetlands'): são depressões ou planícies marginais ao sistema fluvial primariamente alimentadas por suas cheias (Figura 5.30-b). Para tornar as condições hidrológicas 'predizíveis' ou menos instáveis pode-se construir diques entre o rio e as depressões, assim como canaletas apropriadas de entrada e saída de água onde a entrada de água pode ser por gravidade (Figura 5.30-c) ou proceder o bombeamento de água (Figura 5.30-d). Neste caso, porém, com custos de manutenção evidentemente superiores. Uma vantagem adicional das áreas alagadas laterais aos rios consistiria em poder serem construídas em rios de qualquer ordem e apresentarem, em princípio, maior capacidade de reduzir a concentração de compostos químicos na água.

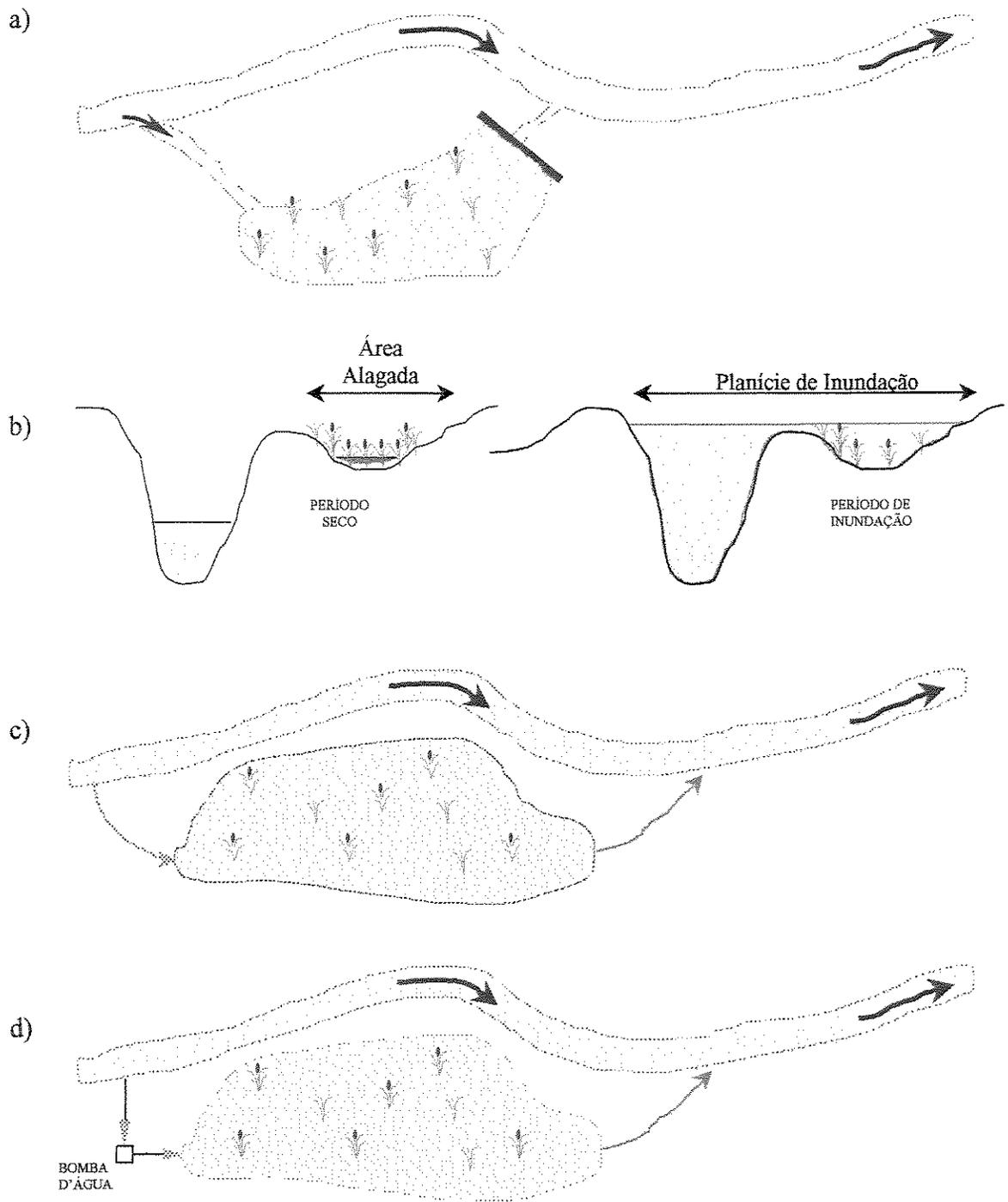


Figura 5.30: Possíveis tipos de áreas alagadas artificiais na paisagem. (OBJETOS FORA DE ESCALA)  
 Fonte: Modificado de Mitsch (1992)

No que se refere à posição das áreas alagadas nas paisagens do rio Cotia, também existem essencialmente duas possibilidades: utilização de poucas, mas extensas áreas alagadas no rio Cotia ou utilização de várias pequenas áreas alagadas nas suas sub-bacias (Figura 5.31).

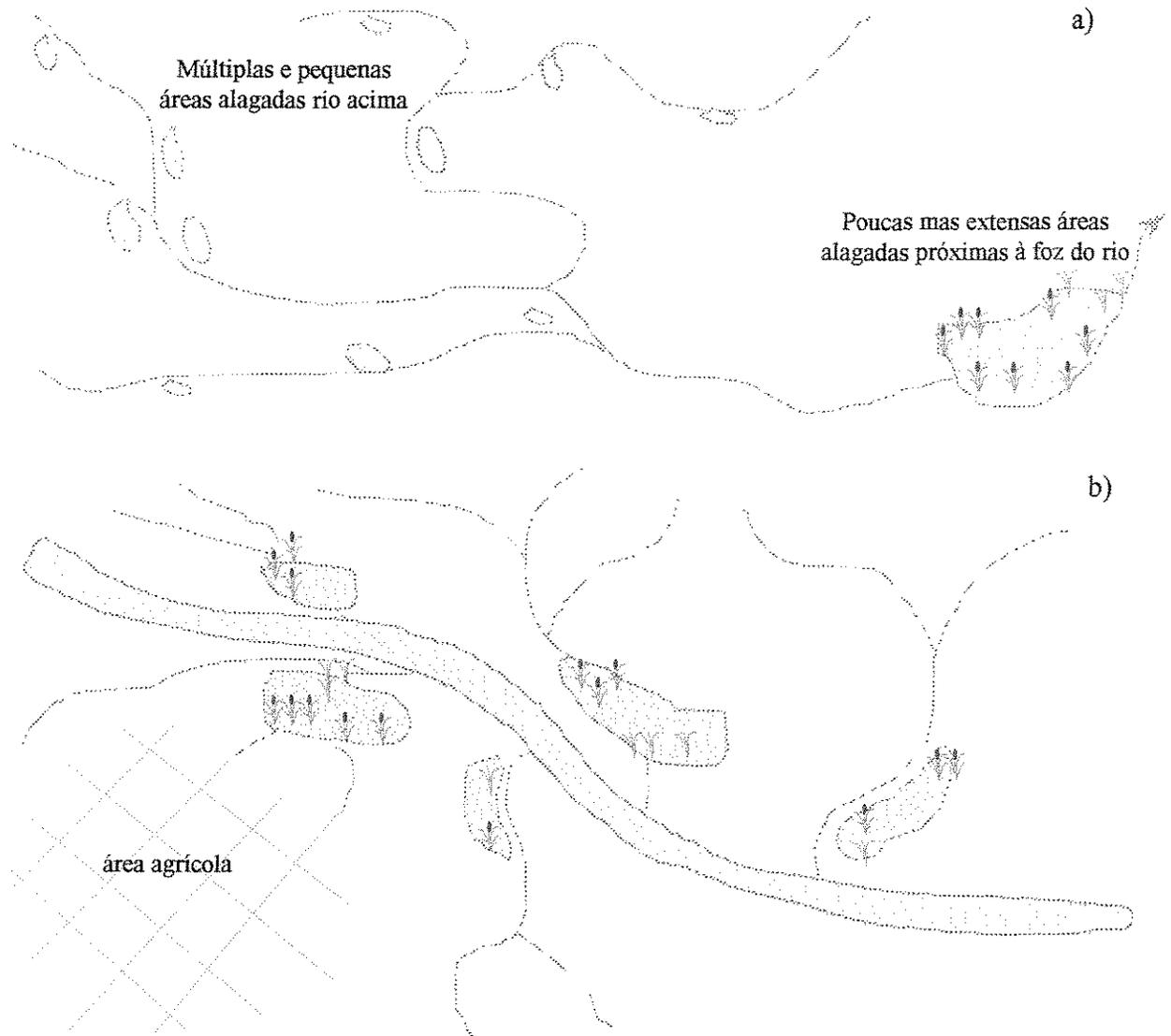


Figura 5.31: Propostas de localização de áreas alagadas na bacia de drenagem. a) utiliza muitas áreas alagadas, mas com dimensões reduzidas em rios de menor porte (ordem  $\leq 3$ ) em oposição a poucas unidades de grandes dimensões à jusante; b) detalha áreas alagadas interceptando pequenos rios e drenagem de áreas agrícolas.

Fonte: Modificado de Mitsch (1992)

A última possibilidade apresenta menor custo de implantação, maior disponibilidade e facilidade para a escolha dos locais em potencial e, por isso, o impacto sócio-ambiental torna-se mais diluído nas paisagens. No caso da área examinada, entretanto, muitos efluentes domésticos e industriais de difícil detecção são lançados diretamente no rio Cotia, sendo então sugeridas as duas possibilidades anteriormente apresentadas.

A utilização de pequenas áreas alagadas nas partes altas das sub-bacias é recomendada para o controle de fontes não pontuais de poluição de áreas rurais. São especialmente recomendadas para áreas à jusante de hortifrutigranjeiros situadas nas várzeas, inclusive naquelas margeando o rio Cotia.

As maiores áreas alagadas a serem construídas deverão estar localizadas nas regiões mais próximas a foz e adjacentes ao rio Cotia, priorizando-se as áreas de planícies de inundação naturais mais degradadas. Estas áreas devem ser concebidas, sobretudo, para reduzir a elevada demanda química e bioquímica de oxigênio das águas, assim como reter a grande carga de nutrientes detectada (cf. item 5.3.1).

Na região centro-sul do Baixo Cotia, onde existe um lixão municipal que produz continuamente chorume<sup>1</sup> desprovido de qualquer tipo de tratamento, propõe-se à completa desativação do mesmo e a substituição do mesmo por um aterro sanitário associado a uma usina de compostagem, tendo como finalidade permitir a reciclagem de parte do material coletado.

Neste caso, como medida complementar de segurança sanitária e, caso a área do aterro sanitário também se localize em área de morros e morrotes, propõe-se a construção de uma seqüência de pequenas áreas alagadas em terraços acompanhando o declive das encostas (Figura 5.32).

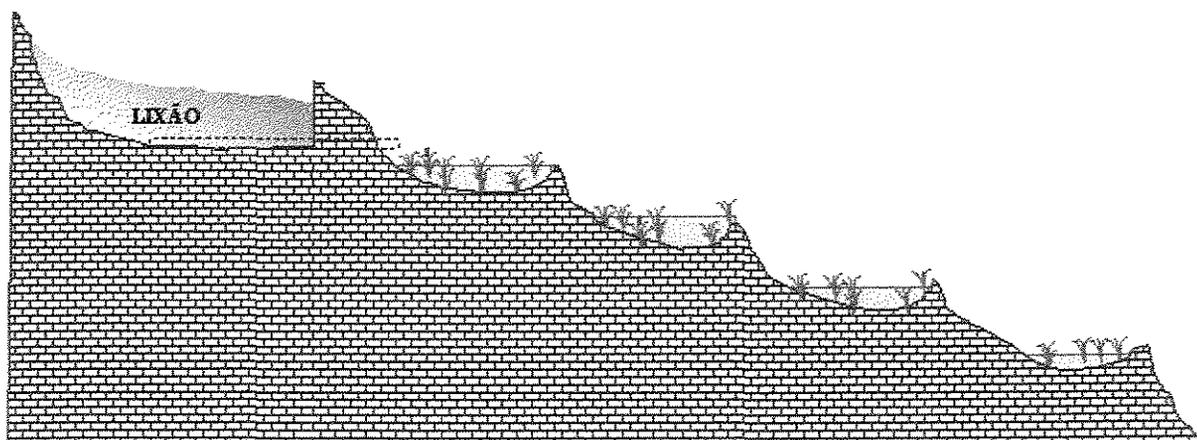


Figura 5.32: Vista em perfil de área alagada construída na forma de terraço para o controle de fontes não-pontuais de poluição em áreas de encosta. (OBJETOS FORA DE ESCALA)

<sup>1</sup> resíduo orgânico produzido principalmente a partir da decomposição/fermentação do lixo doméstico

Tendo-se em vista as características e necessidades de controle das fontes de poluição das paisagens da bacia do rio Cotia, são mostrados na Figura 5.33 a posição e os tipos de áreas alagadas artificiais passíveis de serem construídas.

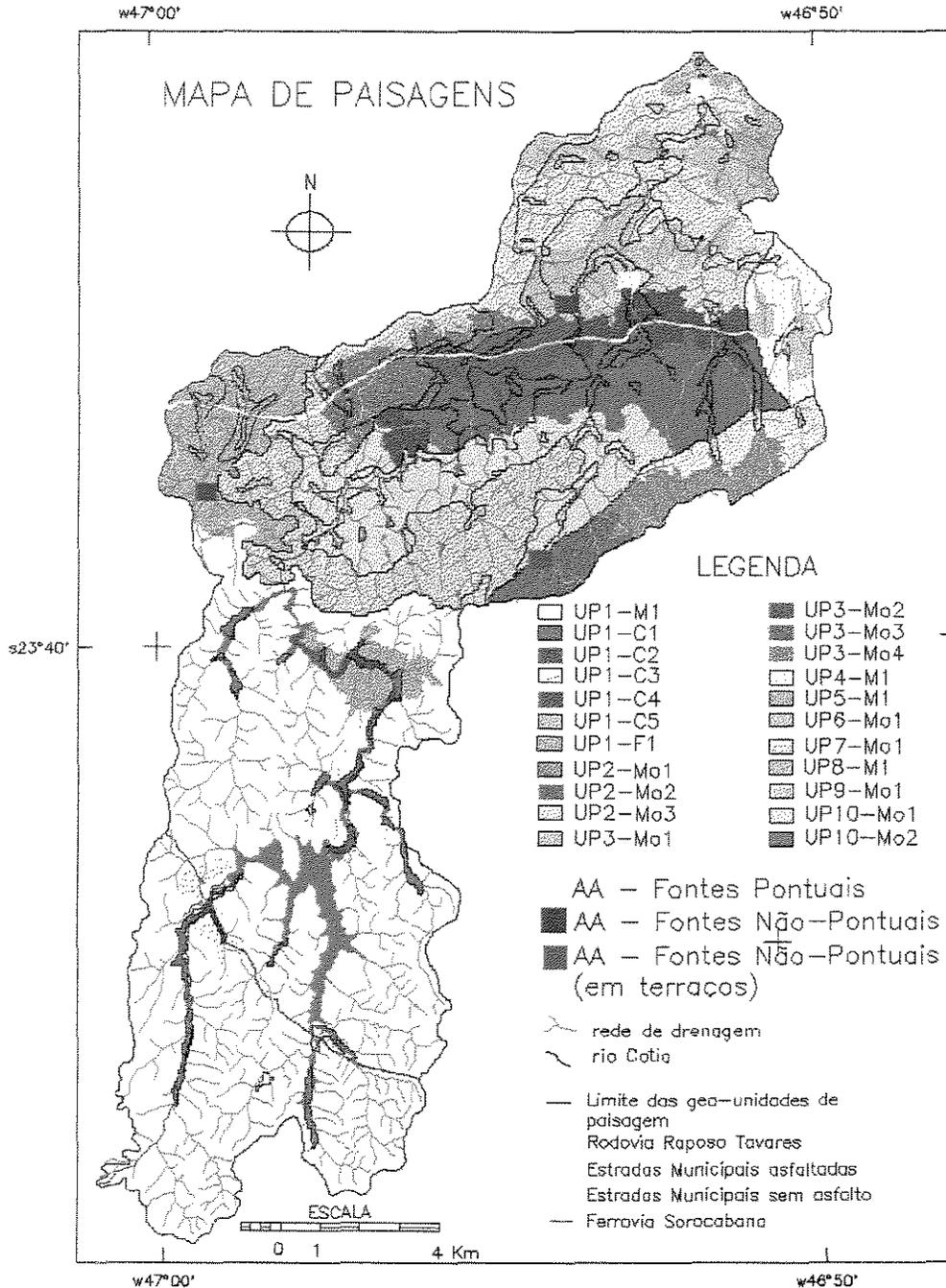


Figura 5.33: Mapa de unidades de paisagem com as possíveis localizações e tipos de áreas alagadas artificiais. 'AA' designa as áreas alagadas a serem construídas.

Para aumentar a 'proteção' hidráulico-fluvial em áreas de fontes não-pontuais de poluição urbana de modo a possibilitar, inclusive, a melhoria da qualidade da água dos rios, sugere-se que no término das redes de drenagem urbana seja construída uma estação de tratamento convencional.

Isso é especialmente importante nas áreas urbanas de baixa e média renda existentes na bacia porque além da carga poluente usualmente encontrada em áreas urbanas, na cidade de Cotia são freqüentes ligações clandestinas de esgoto à rede de galerias pluviais que, por sua vez, agrava as condições sanitárias dos rios principalmente nas primeiras chuvas após períodos de estiagem.

No que se refere às estações de tratamento convencionais, estas poderiam ter sua capacidade de tratamento melhoradas por sistemas de áreas alagadas naturais ou artificiais localizados à jusante e que teriam não apenas a função de realizar o tratamento terciário das águas de tempestade, mas também atenuar a intensidade do seu fluxo rio abaixo.

A depender da carga poluidora presente nas galerias pluviais, ou seja, da quantidade de ligações clandestinas de esgoto, do tamanho e características de uso e densidade de ocupação da bacia de drenagem, sugere-se apenas o uso de áreas alagadas naturais e/ou artificiais em detrimento das estações convencionais.

Embora a implantação desse tipo de empreendimento dependa evidentemente da disponibilidade de áreas geralmente maiores do que estações de tratamento convencionais, os custos relativos às obras civis seriam significativamente inferiores por dispensarem, provavelmente, tubulações coletoras de água, estações de bombeamento, construção de barragens de contenção etc. Além de não exigirem manutenção intensiva e especializada.

É importante ressaltar, no entanto, que a introdução de áreas alagadas com a finalidade anteriormente descrita deve ser evitado nas áreas densamente ocupadas, devido à baixa perspectiva de auto-sustentação dessas áreas.

Além disso, áreas sujeitas a receber efluentes quimicamente diversificados, sobretudo os de origem industrial, ainda necessitam ser melhor estudados; sobretudo estudos que avaliem no médio e longo prazo o efeito de cargas tóxicas ou não-tradicionais (p. ex. hormônios e novos compostos químicos), pois os efeitos da bio-acumulação e bio-magnificação nesses ecossistemas bioquimicamente complexos e que funcionam como ‘vasos de reação’ ainda são uma incógnita.

No que diz respeito às paisagens suburbanas, especificamente aquelas dominadas por condomínios de alto padrão é desejável que se privilegie, tanto quanto possível, o uso de áreas alagadas naturais para a contenção e tratamento das águas de tempestade.

Isso porque freqüentemente esses condomínios ocupam grandes áreas, sendo que nos pontos mais baixos encontram-se usualmente planícies de inundação não ocupadas por construções cujo potencial natural não tem sido utilizado, uma vez que a água drenada dos condomínios é conduzida diretamente para o rio Cotia ou afluentes através de canais e tubulações.

O uso de áreas alagadas construídas para o tratamento de fontes pontuais de poluição tem se tornado uma alternativa concreta na bacia do rio Cotia, tanto do ponto de vista tecnológico quanto econômico. A tal ponto de ter sido apontada pela Sabesp (1999-a) como uma alternativa para viabilizar o reuso indireto de águas residuárias, na medida em que permitiria o seu tratamento terciário.

Mais do que intenção, após alguns anos de planejamento a Sabesp programou para os próximos meses a construção de áreas alagadas artificiais na bacia. Neste caso, porém, essas áreas estarão interligadas através de tubulações a ETE-Barueri que promoverá o tratamento inicial dos efluentes da bacia coletados através de um coletor-tronco, os quais serão posteriormente lançados nas áreas alagadas.

A localização e destinação a que será dada a essas áreas em certo sentido vêm de encontro ao que foi sugerido no presente trabalho, uma vez que uma das áreas, por exemplo, vai ocupar a maior parte de uma grande planície de inundação da região mais a jusante do rio Cotia e que corresponde, inclusive, a planície 5-6, monitorada para o presente trabalho (Figura 5.34).



Figura 5.34: Inserção da área alagada a ser construída na planície de inundação 5-6.

O grave inconveniente desse projeto consiste no fato do mesmo extinguir a planície de inundação apontada como a melhor conservada dentre aquelas estudadas no presente trabalho e, possivelmente, entre todas as existentes no Baixo Cotia. Essa extinção ocorreria porque o projeto prevê as seguintes modificações do meio físico: impermeabilização da planície, retificação do rio, construção de diques e barragem de estabilização da vazão fluvial.

É importante reiterar que embora a utilização do potencial natural das áreas alagadas naturais e, eventualmente, das artificiais, precisem ser incorporados aos tradicionais instrumentos de gestão dos recursos hídricos, a complexidade e a diversidade dos problemas exige ações em múltiplos níveis e não comportam ações pré-concebidas.

Nesse sentido, é essencial a elaboração de planos integrados de manejo de bacias, onde uma das finalidades seria servir como referência para nortear planos diretores municipais. Desse

modo, alicerçado sob os planos de manejo seriam concebidas ações para alcançar o desenvolvimento regional amparado em bases sólidas e ambientalmente seguras.

Nos municípios onde a disponibilidade e acesso à água sejam críticos e, principalmente, naqueles municípios localizados em regiões metropolitanas, como no caso daqueles drenados pelo rio Cotia, esses planos podem ser coordenados por secretarias estaduais de modo que todo o processo de gestão da sub-bacia de interesse, assim como das sub-bacias adjacentes, estejam articulados.

Entretanto, em função do preconizado pelas Políticas Federal e Estadual de Recursos Hídricos, é desejável que as orientações específicas no âmbito das sub-bacias sejam decididas de forma descentralizada. Acredita-se que a gestão dos recursos hídricos, quando estruturada sob esses preceitos e gerida pelos Comitês de Bacia - no presente caso através do Comitê de Bacia do Alto Tietê, possua maior respaldo dos usuários e da sociedade civil para a tomada de decisões.

Ainda em âmbito municipal, deve-se estimular as secretarias municipais de saúde a implementar políticas sanitárias, incluindo a adoção de programas de educação ambiental. Além de tornar ostensiva a participação do poder público no que se refere à fiscalização de empreendimentos imobiliários em geral, coibindo ocupações irregulares, práticas que possam resultar na excessiva impermeabilização do solo urbano, na obstrução de sistemas de drenagem e em processos de assoreamento e aumento da carga de efluentes para os cursos d'água.

## 6. CONCLUSÃO

Foi possível utilizar alguns princípios da ecologia da paisagem para o planejamento da bacia do rio Cotia. Esses princípios auxiliaram, substancialmente, a interpretação do meio à medida em que a integração de informações diversificadas e em vários níveis permitiu o realce de conflitos e propiciou análises mais abrangentes.

Essas vantagens, no entanto, evidenciaram não apenas a necessidade mas também a dificuldade em se aplicar conceitos holísticos, tendo-se em vista a estrutura de análise dos dados ser caracterizada por investigações em múltiplos níveis, quantitativos e qualitativos.

As principais conclusões alcançadas podem ser resumidas em:

- trabalhar as unidades de paisagem sob a perspectiva de duas escalas (regional e local) mostrou-se bastante satisfatório à medida em que não apenas produziu diagnósticos em escalas diferenciadas em função do grau de especificidade requerido, mas também com prioridades de ação distintas dentro de um determinado espaço dimensional, sempre ‘trabalhando a unidade de paisagem’ e seu entorno e não uma área ou ponto isolado no espaço;
- apesar das limitações de alguns dos dados cartográficos utilizados devido, sobretudo, às pequenas escalas disponíveis (1:50.000); a escolha e cruzamento dos mapas de geologia, geomorfologia, pedologia e de uso e ocupação da terra mostraram-se suficientes e adequados para a elaboração do mapa de unidades de paisagem em escala regional, com o qual pôde-se obter as informações necessárias no que se refere a identificação de áreas de conflitos ou não;
- dentre as unidades de paisagem regionais muitas se apresentaram corretamente ocupadas, sobretudo aquelas sobre planaltos, apesar das condições sanitárias mostrarem-se em geral precárias. Outras unidades de paisagem, como aquelas associadas a relevos irregulares como os Morros e Espigões ou a áreas planas e inundáveis como os depósitos aluviais, mostraram-

se críticas tanto no que se refere às formas de uso e ocupação quanto no que diz respeito à disponibilidade de infra-estrutura sanitária;

- embora a análise conjunta de dados de qualidade da água e dos mapas de unidades de paisagem em escala local tenham mostrado impactos em comum em algumas das áreas dos referidos mapas - neste caso originados geralmente a partir de processos de urbanização em nível regional -, as unidades de paisagem locais mostraram importantes diferenças internas no que se refere à mudanças na sua estrutura e cujo processo de reabilitação deve implicar em ações específicas em função das características inerentes a cada área;
- a elaboração do mapa de unidades de paisagem em escala local, baseado na interpretação de fotografias aéreas conjugadas com trabalhos de campo, também mostrou-se adequado e conveniente à realidade local, onde são raras as regiões que dispõem de informações em detalhe a respeito dos elementos-referência geologia, geomorfologia, pedologia e uso e ocupação da terra;
- embora espécies vegetais exóticas tenham predominado em algumas das unidades de paisagem locais; no que se refere a capacidade de promover a melhoria da qualidade da água fluvial (desinfecção e redução da demanda bioquímica de oxigênio) essas espécies aparentemente contribuíram de maneira similar àquela verificada para as espécies nativas. Entretanto, estudos específicos a esse respeito seriam de grande importância para ratificar ou não esses resultados;
- a propriedade de reter nutrientes mostrou-se consideravelmente reduzida. A compreensão deste comportamento requer estudos específicos relativos a aspectos funcionais das áreas alagadas, os quais não foram contemplados no presente trabalho. Acredita-se, porém, que o reduzido tempo de residência da água nos locais amostrados e a elevada carga de poluentes sejam as principais causas para se explicar a baixa eficiência encontrada. Atribuindo-se esse resultado às mudanças nas unidades de paisagem tanto em nível local, principalmente através de alterações na geomorfologia e hidrologia do canal fluvial, quanto regional, através de formas inadequadas de uso e ocupação conjugadas com a falta de tratamento das águas residuárias;

- os resultados encontrados sugerem que embora existam níveis de ação a serem priorizados em qualquer escala para eliminar ou minimizar os conflitos, muitas vezes a intervenção deve ocorrer simultaneamente em mais de uma escala, sob pena das ações produzirem efeitos inócuos ou temporários. Nesse sentido, observa-se por exemplo que em função da rápida e desordenada expansão urbana, como a existente na bacia estudada, atuar em uma única escala de planejamento provavelmente não produziria resultados suficientes, tendo-se em vista que as áreas ocupadas irregularmente tenderiam a se consolidar e que esse processo de consolidação ocorre de maneira tão diversa quanto a melhoria de vias de acesso, execução de obras contra inundações, implantação de infra-estrutura de água e iluminação etc.;
- acredita-se ainda que planos de gerenciamento concebidos de forma uni-escalar possam mascarar o próprio processo de priorização das ações, uma vez que dificulta consideravelmente a possibilidade de se planejar articuladamente as ações no tempo e no espaço.

Em função dos resultados alcançados, sugerem-se futuros projetos destinados a aumentar o período amostral dos parâmetros de qualidade da água visando minimizar erros amostrais de origens diversas, aumentar a consistência dos dados coletados e permitir análises estatísticas mais significativas através do aumento do número amostral;

Ainda no que se refere às unidades de paisagem locais, seria de grande utilidade procederem-se estudos comparando-se o desempenho entre áreas com vegetação exótica e natural com a finalidade de se avaliar a eficiência entre ambas quanto a melhoria da qualidade da água. Estes estudos deveriam considerar ainda aspectos relativos ao tamanho das áreas e características microtopográficas associadas com o grau de estresse hídrico dos solos.

O objetivo das pesquisas sugeridas anteriormente seria o de se tentar conhecer melhor a diversidade estrutural e funcional de planícies de inundação da região, estimulando em uma etapa seguinte sua proteção através da orientação de usos específicos em função do potencial de ‘serviços naturais’ que essas áreas possam proporcionar ao homem e ao meio-ambiente em geral.

## BIBLIOGRAFIAS MENCIONADAS

ABBRUZZESE, B.; LEIBOWITZ, S.G. A synoptic approach for assessing cumulative impacts to wetlands. Env. Management, 21(3): 457-475. 1997.

ALMEIDA, S.; SILVA, O.F.; KALIL DE MELO, E.; MOREIRA, J.C.; ORTIZ, J.O.; AMARAL, S.; SOARES, J.V.; ALVES, D.S. Mapeamento de Cobertura da Terra Utilizando Técnicas de Processamento de Imagens na Região de Ariquemes (RO-BR), com Ênfase às Florestas Secundárias. Salvador, BA 14 a 19 de abril de 1996. Anais em CD-ROM. Floresta (T220). 1996.

ALVES, D.S.; KALIL, E.K.; MOREIRA, J.C.; ORTIZ, J.O.; SOARES, J.V.; FERNANDES, O.; ALMEIDA, S. Characterizing land use dynamics in amazon using multi-temporal imagery and segmentation techniques. VIII International Congress for Photogrammetry and Remote Sensing. Vienna, Austria-July. 1996-a.

ALVES, D.S.; MOREIRA, J.C.; MELLO, E.; D.S.; SOARES, J.V.; SILVA, O.F.; ALMEIDA, S.A.; ORTIZ, J.; AMARAL, S. Mapeamento do uso da terra em Rondônia utilizando técnicas de segmentação de imagens TM. VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Bahia. 1996-b.

AMOROS, C.; BORNETTE, G.; HENRY, C.P. A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. Environmental Management, 25(2): 211-227. 2000.

BENYUS, J.M. Bog breath: Sleeper factor in global warming? American Forests. March/April. 28-31 and 39 p. 1995.

BOYNTON, A.C. Wildlife use of Southern Appalachian Wetlands in North Carolina. Water, air, and soil pollution, 77(3/4): 349-358. 1997.

BREGA FILHO, D. Projeto de reabilitação do sistema Baixo Cotia na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. SABESP. 1998.

BRINSON, M.M. A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-4. US Army Corps of Engineers. Waterways Experiment Station. August, 1993.

BRINSON, M.M. Strategies for assessing the cumulative effects of wetland alteration on water quality. Env. Management, 12(5): 655-662. 1988.

BROWN, S.; HALL, K. RMES Watershed Management Course Website. <http://www.cstudies.ubc.ca/dipcert/watersh.htm>. 2000.

CARTER, V. Environmental gradients, boundaries, and buffers: an overview. In Wetlands. Environmental gradients, boundaries, and buffers. Cap. 2, 9-43pp. 1996.

- CETESB. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1978. CETESB, 1979.
- CETESB. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1979. CETESB, 1980.
- CETESB. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1980. CETESB, 1981.
- CETESB. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1981. CETESB, 1982.
- CETESB. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1982. CETESB, 1983.
- CETESB. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1983. CETESB, 1984.
- CETESB. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1984. CETESB, 1985.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1985. CETESB, 1986.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1986. CETESB, 1987.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1987. CETESB, 1988.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1988. CETESB, 1989.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1989. CETESB, 1990.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1990. CETESB, 1991.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1991. CETESB, 1992.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1992. CETESB, 1993.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1993. CETESB, 1994.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1994. CETESB, 1995.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1995. CETESB, 1996.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1996. CETESB, 1997.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1997. CETESB, 1998.

CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 1998. CETESB, 1999.

COMÍN, F.A.; ROMERO, J.A.; ASTORGA, V.; GARCÍA, C. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. Water, Science and Technology, 35(5): 255-262. 1997.

CONAMA 20 – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Portaria Federal GM 0013, Resolução nº20. 1986.

CONYERS, D.; HILLS, P. An introduction to development planning in the third world. Chichester, John Wiley & Sons. 271 p. 1984.

COSTANZA, R. Ecological economics: the science and management of sustainability. Columbia University Press, New York. 525p. 1991.

COSTANZA, R. FARBER, S.C.; MAXWELL, J. Valuation and management of wetland ecosystems. Ecol. Econ., 1: 335-361. 1989.

DEVOL, A.H.; RICHEY, J.E.; FORSBERG, B.R.; MARTINELLI, L.A. Seasonal dynamics in methane emissions from the Amazon River Floodplain to the troposphere. J. Geophysical Research, 95(D10): 16417-16426. 1990.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. ABES Vol.1. 496p. 1993.

DNAEE (Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica). Plano Geral. I.2. Disponibilidade Hídrica. Fonte: <http://www.sigrh.sp.gov.br/> 2000.

DORGE, J. Modeling nitrogen transformations in freshwater wetlands. Estimating nitrogen retention and removal in natural wetlands in relation to their hydrology and nutrient loadings. Ecological Modelling, 75/76:409-420. 1994.

DUDA, A.M.; EL-ASHRY, M.T. Addressing the Global Water and Environment Crises through Integrated Approaches to the Management of Land, Water and Ecological Resources. Water International, Volume 25, Number 1, Pages 115–126, March. 2000.

DUFFY, T. The Vanishing Wetlands. Franklin Watts Ed. p.161. 1994.

EPA - Environmental Protection Agency. Saginaw Bay Watershed: a strategy for wetland restoration. US EPA. Office of water. Washington D.C. 1996.

ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro. Ed. Interciência. 2a Ed. 575pp. 1998.

EZCURRA, E.; MAZARI-HIRIART, M. Are mega cities viable? A cautionary tale from Mexico City. Environment, 38 (1): 6-27. 1996.

FALKENMARK, M. Water scarcity: time for realism. Populio, 20(6): 11-12. Jun. 1993.

FISRWG (Federal Interagency Stream Restoration Working Group). Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. 10. 1998.

FORSBERG, B.R.; DEVOL, A.H.; RICHEY, J.; MARTINELLI, L.A.; SANTOS, H. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. Limnol. Oceanogr., 33(1): 41-56. 1988.

FORMAN, R.T; GODRON, M. Landscape ecology. New York: Wiley. 1986.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/ISA. Atlas de evolução da Mata Atlântica. 1998.

GERSBERG, R.M.; GEARHART, R.A.; IVES, M. Pathogen removal in constructed wetlands. In Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, Industrial and Agricultural. Hammer, D.A. (Ed.) Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp.431-446. 1989.

GILBERT, R.O. Statistical methods for environmental pollution monitoring. New York. Van Nostrand Reinhold Co. 320 p. 1987.

GLEICK, P.H. The changing water paradigm. A look at twenty-first century water resources development. Water International, 25(1): 127-138. March. 2000.

GONZALEZ, O.J. Formulating an ecosystem approach to environmental protection. Environmental Management, 20 (5): 597-605. 1996.

GREEN, M.B.; GRIFFIN, P.; SEABRIDGE, J.K.; DHOBIE, D. Removal of bacteria in subsurface flow wetlands. Water, Science and Technology, 35 (5): 109-116. 1997.

GREN, I; GROTH, K.; SYLVÉN, M. Economic value of Danube Floodplains. Journal of Environmental Management, 45: 333-345. 1995.

GROVE, J.E.; SILBERMAN, P.B. Interdisciplinary wastewater solutions: blending science, engineering and nature passive, cost-effective waterpurification utilizing bioremediation and constructed wetlands. Second Inter-American Congress on the Environment. Mexico. 1995.

HABERL, R. Palestra de abertura do 6<sup>th</sup> International Conference on wetlands systems for water pollution control. Águas de São Pedro, SP Brasil September 27 to October 02<sup>nd</sup>. 1998.

HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S. Landscape ecology and geographical information systems. In Landscape ecology and GIS. Taylor & Francis Ed. 1993.

HAMMER, D.A. Constructed wetlands for wastewater treatment. Lewis Publishers, Cjesea, MI. 1989.

HATANO, K.; TRETTIN, C.C.; HOUSE, C.H.; WOLLUM II, A.G. Microbial populations and decomposition activity in three subsurface flow constructed wetlands. In Constructed wetlands for water quality improvement. Chapter 60. 541-547pp. 1993.

HELFIELD, J.M.; DIAMOND, M.L. Use of constructed wetlands for urban stream restoration: a critical analysis. Environmental Management, 21(3): 329-341. 1997.

HELMER, R; HESPANHOL, I. Water Pollution Control. A Guide to the Use of Water Quality Management Principles. 1999.

HELWEG, O.J. Water for a Growing Population, Water Supply and Groundwater Issues in Developing Countries. Water International, Volume 25, Number 1, Pages 33–39, March. 2000.

HENRY, R.; HINO, K.; GENTIL, J.G.; TUNDISI, J.G. Primary production and effects of enrichment with nitrate and phosphate, on phytoplankton in the Barra Bonita reservoir (State of São Paulo). International Revue Hydrobiology, 70 (4): 561-579. 1985.

HENRY, J.G.; HEINKE, G.W. Environmental science and engineering. New York. 1996.

HIGGINS, M.J.; ROCK, C.A.; BOUCHARD, R.; WENGREZYNEK, B. Controlling agricultural runoff by use of constructed wetlands. In Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publishers. pp.359-367. 1993.

HINRICHSEN, D.; ROBEY, B.; UPADHYAY, U.D. Solutions for a Water-Short World. Population Reports, Series M, No. 14. Baltimore, Johns Hopkins School of Public Health, Population Information Program, December. 1998.

HOLLAND, M.M. Wetlands and environmental gradients. In: Wetlands: Environmental gradients, boundaries, and buffers. Cap.3 CRC Press Inc. 1996.

HOLLICK, M. The role of quantitative decision-making methods in environmental impact assessment. J. Env. Manag., 12: 65-78. 1981.

IBGE. Anuário Estatístico do Brasil - 1994. V.54: 1.1 - 8.32. 1994.

IBAMA. Avaliação de impacto ambiental: agentes sociais, procedimentos e ferramentas. Brasília. 1995.

JORGENSEN, S.E. Fundamentals of Ecological Modelling. Elsevier, Amsterdam, 390pp. 1988.

JUCHEM, P.A. (COORD.) MAIA - Manual de Avaliação de Impactos Ambientais. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná / G.T.Z. 2nd. ed. 1993.

JUMA, C. The CBD and the biological diversity of inland waters. Presented at the International Conference of Water and Sustainable Development, Paris, Mar. 19-21. p. 1-4. 1998

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. Treatment wetlands. 1996.

KANGAS, P.C. An energy theory of landscape for classifying wetlands. Forested wetlands. Lugo, A.E.; Brinson, M.M.; Brown, S. ed. Elsevier, Amsterdam, 15-23.

KHATIWADA, N.R.; POLPRASERT, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands. In Proceedings of the 6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. 456-468 pp. 1998.

KING, D. The dollar value of wetlands: trap set, bait taken, don't swallow. National Wetlands Newsletter, 20 (4): 7-11. July-august. 1998.

- LAVERS, C.P.; HAINES-YOUNG, R. Equilibrium landscapes and their aftermath: spatial heterogeneity and the role of new technology. In Landscape ecology and GIS. Taylor & Francis Ed. 1993.
- LEE, L.C.; GOSSELINK, J.G. Cumulative impacts on wetlands: linking scientific assessments and regulatory alternatives. Environmental Management, 12(5):591-602. 1988.
- LEFF, E. Sociologia y ambiente: Sobre el concepto de racionalidad ambiental y las transformaciones del conocimiento. In: As ciencias sociais e a questão ambiental: rumo à interdisciplinaridade. APED&NAEA. Cap. 4. pg. 95-130. 1993.
- LOUCKS, D.P. Sustainable Water Resources Management. Water International, Volume 25, Number 1, Pages 3–10, March. 2000.
- LOWRENCE, R.; ALTIER, L.E.; NEWBOLD, J.D.; SCHNABEL, R.R.; GROFFMAN, P.M.; DENVER, J.M.; CORREL, D.L.; GILLIAM, J.W.; ROBINSON, J.L.; BRINSFIELD, R.B.; STAVER, K.W.; LUCAS, W.; TODD, A.H. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. Env. Management., 21(5): 687-712. 1997.
- MA, S. In Proceedings of the International Symposium on Agro-Ecological Engineering. Ma, S. et al. Eds. Ecological Society of China: Beijing; pp. 1-13. 1988.
- MANCUSO, P. Reuso de água. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública da USP. São Paulo. 341p. 1988.
- MANCUSO, P. O reuso de água e sua possibilidade na RMSP. Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública da USP. São Paulo. 132p. 1992.
- MANFRINATO, E.S.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. Water supply system utilizing the edaphic-phytodepuration technique. In Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publishers. pp.331-340. 1993.
- METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. Na. Acad. Bras. Ci., 71(3-1):446-463. 1999.
- MCCUSKEY, S.A.; CONGER, A.W.; HILLESTAD, H.O. Design and implementation of functional wetland mitigation: case studies in Ohio and South Carolina. Water, air, and soil pollution, 77(3/4): 513-532. 1997.
- MACDONALD, L. Drop by drop, stream by stream. Changing attitudes and growing activism are helping to restore the network of flowing water that link us all. Urban Forests, March/April, pg.14-15. 1995.
- MELACK, J.M.; HESS, L.L.; SIPPEL, S. Remote sensing of lakes and floodplains in the Amazon Basin. Remote Sensing Reviews, 10: 127-142. 1994.
- MILLER, G.T. Living in the environment: an introduction to environmental science. 6<sup>th</sup> Ed. Wadsworth Publishing Company, Belmont, CA. 1990.

MITSCH, W.J.; REEDER, B.C. Modelling nutrient retention of a freshwater coastal wetland: estimating the roles of primary productivity, sedimentation, resuspension and hydrology. Ecological Engineering, 54: 151-187. 1991.

MITSCH, W.J. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. Ecological Engineering, 1: 27-47. 1992.

MITSCH, W.J. Ecological engineering: a cooperative role with the Planetary life-support system. Environ. Sci. Technol., 27(3): 438-445. 1993.

MITSCH, W.J. The nonpoint source pollution control function of natural and constructed riparian wetlands. Global Wetlands: Old World and New. Elsevier. 1994.

MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. Wetlands. Second Edition. Van Nostrand Reinhold. New York. 641pp. 1995.

MITSCH, W.J. Ecological Engineering Course. Congresso Internacional de Limnologia. Pre Congress Short Course, realizado no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada -CRHEA-USP- São Carlos, nos dias 19 e 20 de julho de 1997.

MOIK, J.G. Digital Processing of Remotely Sensed Images. NASA. 431p. 1980.

MOLL, G.; MACIE, E.; NEVILLE, B. Inside ecosystems. Urban Forests. March/April, pg.8-13. 1995.

MOUSTAFA, M.Z.; CHIMNEY, M.J.; FONTAINE, T.D.; SHIH, G.; DAVIS, S. The response of a freshwater wetland to a long-term 'low level' nutrient loads – marsh efficiency. Ecological Engineering, 7. 15-33 p. 1996.

MULAMOOTIL, G.; WARNER, B.G.; McBEAN, E.A. Wetlands. Environmental gradients, boundaries, and buffers. Cap. 1, 1-8pp. 1996.

NAVEH, Z.; LIEBERMANN, A.S. Landscape ecology. Theory and application. New York: Springer-Verlag. 1993.

NOGALES ESCALERA, O. A. Reuso direto das águas residuárias municipais tratadas: uma forma de conservação e disposição final. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Civil, Unicamp, Campinas. 1995.

NOVO, E.M.; TUNDISI, J.G. Contribution of remote sensing techniques to the assesment of methane emission from large tropical reservoirs. Remote Sensing Reviews, 10: 143-153. 1994.

ODUM, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. Science, 164: 262-270.

ODUM, H.T.; EWEL, K.C.; MITSCH, W.J.; ORDWAY, J.W. Recycling treated sewage through cypress wetlands in Florida. p.35-65. In Wastewater Renovation and Reuse. Ed. Frank M. D'Itri. New York. 705p. 1977.

ODUM, E.P. Ecologia. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro. 434 p. 1986.

O'NEILL, R.V.; DE ANGELIS, D.L.; WAIDE, J.B.; ALLEN, T.F.H. A hierarquical concept of ecosystems. Princeton University Press, Princeton. New Jersey. 1986

O'NEILL, R.V. Hierarchy theory and global change. In Scales and global change. Ed. Rosswall, T.; Woodmansee, R.G.; Risser, P.G. Published by John Wiley & Sons Ltd. pg.29-45. 1988.

PANDEY, J.S.; DEB, S.C.; KHANNA, P. Issues related to greenhouse effect, productivity modeling, and nutrient cycling: a case study of Indian wetlands. Environmental Management, 21(2):219-224. 1997.

PEPPER, I.; GERBA, C.P.; BRUSSEAU, M.L. Pollution Science. Academic Press. 397 pp. 1996.

PEREIRA DE SOUZA, M. Conceituação de um critério à distribuição de taxas dos usos dos recursos hídricos. Dissertação de Mestrado. 193p. 1989.

PEREIRA DE SOUZA, M. Metodologia de cobrança sobre os usos da água e sua aplicação como instrumento de gestão. Tese de Doutorado. 146p. 1993.

PFADENHAUER, J. Restoration of degraded ecosystems. In Restoration of wetlands in southern germany: principles and concepts. Cap. 5.2. 1994.

PHILLIPS, J.D. Wetland buffers and runoff hydrology. In Wetlands. Environmental gradients, boundaries, and buffers. Cap. 14, 207-220pp. 1996.

PINAY, G.; HAYCOCK, N.E.; RUFFINONI, C.; HOLMES, R.M. The role of denitrification in nitrogen removal in river corridors. In Global Wetlands: Old World and New. Ed. W.J. Mitsch. pp.107-116. 1994.

PRESTON, E.M.; BEDFORD, B.L. Evaluating cumulative effects on wetland functions: a conceptual overview and generic framework. Env. Management, 12(5): 565-583. 1988.

RAMSAR CONVENTION BUREAU. Proceedings of the 4<sup>th</sup> Meeting of the Conference of Contracting Parties. Montreaux, Switzerland. Published by Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland. 1991.

REED, S.C.; MIDDLEBOOKES, E.J.; CRITES, R.W. Natural systems for waste management and treatment. McGraw-Hill, New York. 1988.

RICHARDSON, C.J.; MARSHALL, P.E. Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. Ecological Monographs, 55: 279-302. 1986.

RICHMOND, B.; PETERSON, S.; VESCUSO, P. An academic user's guide to Stella. High Performance Systems, 392 pp. 1987.

RIECK, A.; LANGSTON, J.; VANDEVENDER, K. Constructed wetlands: an approach for animal waste treatment. 1996. (no prelo)

RISSER, P.G. General concepts for measuring cumulative impacts on wetland ecosystems. Environmental Management, 12(5): 585-589. 1988.

RYDING, S.D.; RAST, W. The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Paris, UNESCO. 314pp. 1989.

SABESP. Projeto de reabilitação do sistema Baixo Cotia. Sabesp. 1996-a.

SABESP. Programa de conservação do Sistema Cotia. Projeto de reabilitação, expansão e conservação do Baixo Cotia. Avaliação estratégica do planejamento: relatório conclusivo. v. 1. São Paulo : Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS). 1996-b.

SABESP. Programa de conservação do Sistema Cotia. Projeto de reabilitação, expansão e conservação do Baixo Cotia. Avaliação tecnológica: relatório conclusivo. v. 2. São Paulo : Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS). 1997-a.

SABESP. Ecossistema São Paulo. Programa integrado de conservação dos mananciais Metropolitanos. Sabesp. 20p. 1997-b.

SABESP. Programa de conservação do Sistema Cotia. Projeto de reabilitação, expansão e conservação do Baixo Cotia. Avaliação tecnológica: relatório conclusivo. v. 3. São Paulo : Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS). 1998.

SABESP. Boletim Hidrometeorológico. Janeiro/1999. Superintendência de Planejamento e Apoio da Produção - Departamento de Recursos Hídricos da Produção - Divisão de Hidrologia. 1999.

SABESP. Projeto de reabilitação do sistema baixo cotia na região metropolitana de São Paulo, Brasil. (NO PRELO). 1999-a.

SAMPAT, P. Groundwater shock The Polluting of the World's Major Freshwater Stores. WorldWatch Institute. WorldWatch Magazine. Jan/Fev. 2000.

SANTOS, R. F. EIA/RIMA. In: ALVES, F.(ed.) Gerenciamento Ambiental na Indústria. São Paulo. 8p. 1993.

SCHLESINGER, W.H. Biogeochemistry: An Analysis of Global Change. 1994.

SCHOWENGERDT, R.A. Remote sensing. Models and methods for image processing. 1<sup>st</sup> Ed. 1997.

SCHUELER, T. Environmental Land Planning Series: Site Planning for urban stream protection. Metropolitan Washington Council of Governments and the Center for Watershed Protection. EPA 95708. 1995.

SCHULZ, H.D.; TUNDISI, J.G.; SCHULZ, S.A. Gas transfer between air and water in highly agitated bodies downstream of weirs and turbines. Hydrology and water management of the Amazon Basin. Unesco. Manaus. 5-9p. 1990.

SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE). Projeto de Desenvolvimento das Estatísticas Demográficas (PRODEMO). <http://www.seade.gov.br/> 2000.

SEMENIUK, V; SEMENIUK, C.A. A geomorphic approach to global classification for natural inland wetlands and rationalization of the system used by the RAMSAR Convention – a discussion. Wetlands ecology and management, 5: 145-158. 1997.

SILVA, O.F. Caracterização dos gradientes longitudinais e laterais do reservatório Tucuruí/PA, através da análise dos bancos de dados limnológico e de imagens TM-Landsat. Dissertação de Mestrado. INPE. 1994.

SLOCOMBE, D.C. Environmental planning, ecosystem science and ecosystem approaches for integrating environment and development. *Env. Manag.*, 17 (3): 289-303. 1993.

SOTO, F.; GARCÍA, M.; LUÍS, E.; BÉCARES, E. Role of scirpus lacustris in bacterial and nutrient removal from wastewater. In Proceedings of the 6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Pp.444-455. 1998.

SPRING. Sistema de Processamento de Imagens Georeferenciadas. Manual do Usuário. Versão 3.0. INPE - São José dos Campos. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 1998..

STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. Edited by Eaton, A.D.; Clesceri, L.S.; Greenberg, A.E. 19<sup>th</sup> Edition. 1995.

STRASKRABA, M. Ecotechnology as a new means for environmental management. 1993. Ecological Engineering, 2:311-331. 1993.

STRASKRABA, M. Ecotechnological models for reservoir water quality management. Ecological Modeling, 74:1-38. 1994

TEIXEIRA, J.L. A água pede água. Revista Problemas Brasileiros. jul./ago., 1994.

TEAL, J.; PETERSON, S. A solar aquatic system septage treatment plant. Environm. Sci. Technol. 27(1): 34-37. 1993.

TIE, X.; ALYEA, F.N.; CUNNOLD, D.M.; KAO, C.J. Atmospheric methane: a global three dimensional model study. J. Geophysical Research, 96(D9):17339-17348. 1991.

TORTOLANO, E. Sabesp paralisa obras do programa de águas. Em entrevista ao Jornal 'Estado de São Paulo', 12/maio/2000. Cidades/Abastecimento. C4. 2000.

TUNDISI, J.G.; CALIJURI, M.C. Ecossistema São Paulo. Programa integrado de conservação dos mananciais Metropolitanos. In Sabesp. 18p. 1996.

TURNER, M.G.; DALE, V.H.; GARDNER, R.H. Predicting across scales: theory development and testing. Landscape Ecology, 3(3/4):245-252. 1989.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. Quantitative methods in landscape ecology. Springer-Verlag. Ecological Studies Series, Vol.82. 1991.

UNFPA (United Nations Population Fund). Population and sustainable development – Five years after Rio. New York, UNFPA, p. 1-36. 1997.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL, AND C. E. CUSHING. The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37(1):130-137. 1980.

WELLER, D.E.; CORRELL, D.L.; JORDAN, T.E. Denitrification in riparian forests receiving agricultural discharges. In *Global Wetlands: Old World and New*. Ed. W.J. Mitsch. pp.117-131. 1994.

WESSMAN, C.A. Spatial scales and global change: Bridging the Gap from Plots to GCM Grid Cells. Annu. Ver. Ecol. Syst., 23: 175-200. 1992.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. Limnological analyses. 1979.

WETZEL, R.G. Periphyton of freshwater ecosystems. The Hague, Dr. W. Junk Publishers. 1983.

WHIGHAM, D.F.; CHITTERLING, C.; PALMER, B. Impacts of freshwater wetlands on water quality: a landscape perspective. Environmental Management, 12(5): 663-671. 1988.

WORLD BANK Water resources management: A World Bank policy paper. Washington, D.C. 140p. 1998.

WORLD WATER VISION. Vision for World Water, Life and the Environment in the Twenty First Century. Painel. II Forum Mundial das Águas, 17 a 22/março. Haia. 2000.

WORLD WATCH INSTITUTE. State of the World 2000. 1<sup>st</sup> Ed. Brown, L.R.; Flavin, C.; French, H.; Abramovitz, J.; Dunn, S.; Gardner, G.; Mattoon, A.; McGinn, A.P.; O'Meara, M.; Renner, M.; Bright, C.; Postel, S.; Halweil, B.; Starke, L. Editor. 1999.

WOODMANSEE, R.G. Ecosystem processes and global change. In *Scales and Global Change*. Cap. 2. John Wiley & Sons Ltd. 1988.

YARBRO, L.A.; KUENZLER, E.J.; MULHOLLAND, P.J.; SNIFFEN, R.P. Effects of stream channelization on exports of nitrogen and phosphorus from North Carolina Coastal Plain watersheds. Environmental Management, 8(2): 151-160. 1984.

YAVITT, J.B. Carbon dynamics in Appalachian Peatlands of West Virginia and Western Maryland. Water, air, and soil pollution, 77(3/4): 271-292. 1997.

YEAKLEY, J.A.; MEYER, J.L.; SWANK, W.T. Hillslope nutrient flux during near-stream vegetation removal. A multi-scaled modeling design. Water, air, and soil pollution, 77(3/4): 229-246. 1997.

YOUNG, P. The "new science" of wetland restoration. Environmental Science and Technology/News. 30(7):292-296. 1996.

ZACHRITZ II, W.H.; JACQUEZ, R.B. Treating intensive aquaculture recycled water with an artificial wetlands filter system. In *Constructed wetlands for water quality improvement*. Chapter 68. 609-614 p. 1993.

ZONNEVELD, I.S. Land evolution and land(scape) science. Enschede. The Netherlands: International Training Center. 134p. 1979.

ZONNEVELD, I.S. The land unit – A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. Landscape Ecology, 3 (2): 67-86. 1989.

# ANEXO

# PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS UTILIZADOS NA ELABORAÇÃO DOS MAPAS DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

## (ESCALA LOCAL)

Na elaboração dos mapas de uso e ocupação da terra em escala local, foram utilizadas duas fotografias aéreas pancromáticas. Estas foram adquiridas da Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo S.A. (EMPLASA) a partir de sobrevôo realizado em janeiro de 1994.

Originalmente em papel, estas fotografias foram 'escanerizadas' e gravadas em arquivos no formato TIF (Tagged Image File Format). A conversão das imagens anteriores para um formato digital foi adotada tendo em vista que a capacidade de diferenciar alvos é maior quando são utilizadas formas de processamento automático de imagens. Além disso, torna-se possível padronizar níveis digitais de diferentes imagens através da normalização dos respectivos níveis de cinza, permitindo assim maior confiabilidade quando da comparação entre alvos semelhantes (cf. Moik, 1980). Os parâmetros cartográficos das fotos digitais podem ser examinados na tabela a seguir (Tabela A.1).

Tabela A.1: Descritores das fotografias aéreas digitalizadas.

DESCRITORES	VALORES
Resolução radiométrica	8 bits por polegada
Quantidade máxima de tonalidades de cinza	256 níveis de cinza
Coordenadas do retângulo envolvente	VARIÁVEL
Escala original (papel)	1:25.000
Área de cobertura	5.5 Km X 5.5 Km
Resolução do escaner	150 x 150 dpi
Nº de colunas	1275
Nº de linhas	1514

Com o objetivo de facilitar o manuseio, aumentar a qualidade visual e possibilitar a extração automática de informações das fotografias aéreas, estas foram submetidas à seqüência de transformações mostradas na Figura A.1, cuja descrição será mostrada nos itens a seguir.

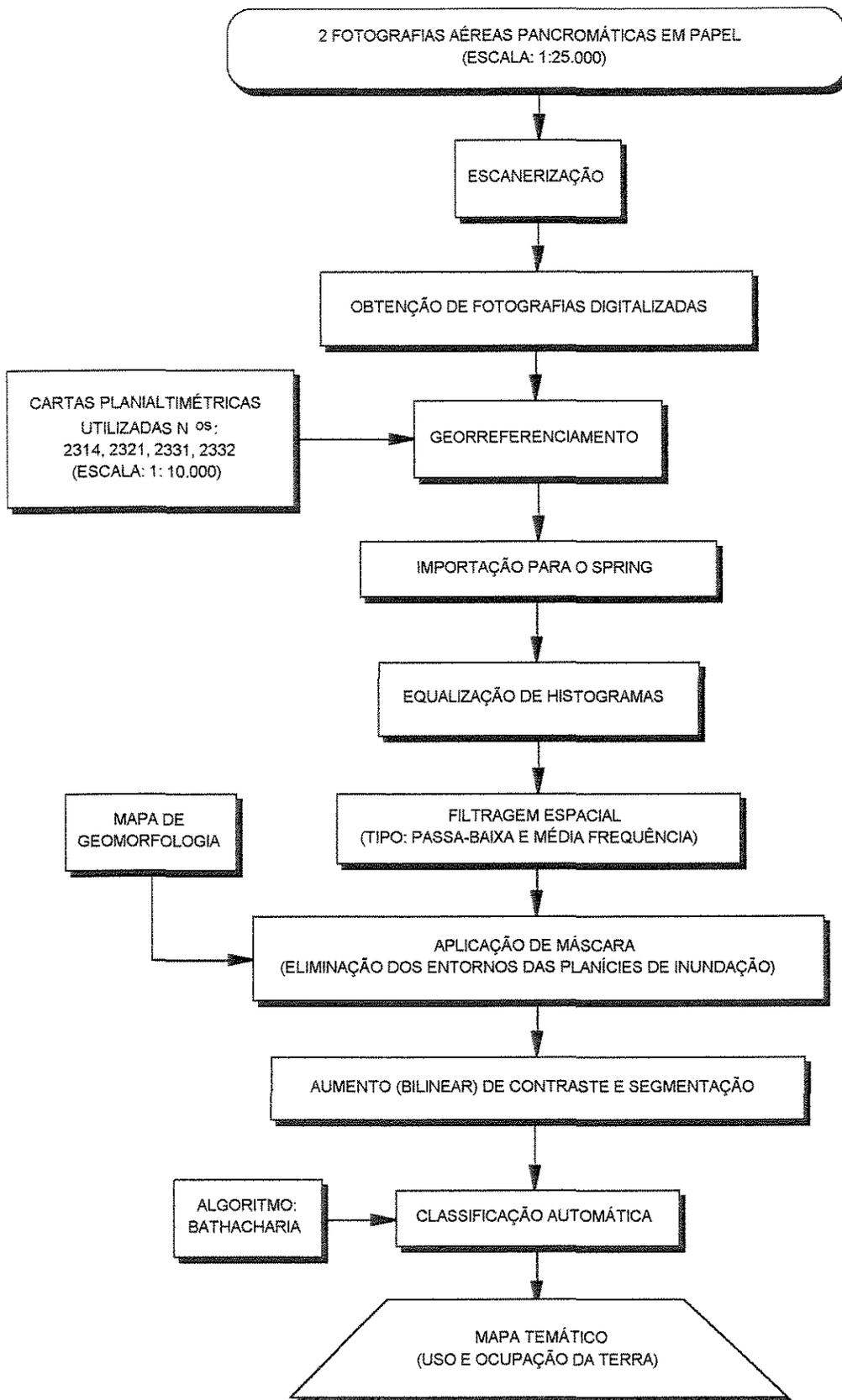


Figura A.1: Seqüência envolvida no processamento automático das fotografias aéreas

Antes de serem importadas, as fotografias foram registradas com o objetivo de corrigir as respectivas distorções geométricas, dotando-as assim de precisão cartográfica. Para isso foram utilizados como pontos de referência cruzamentos de ruas, estradas e pontes existentes em cartas plani-altimétricas da região (EMPLASA N<sup>os</sup> 2314; 2321; 2331 e 2332) na escala 1: 10.000.

No registro foram utilizados para cada fotografia dezenove pontos de controle espacialmente bem distribuídos, sendo que treze pontos de controle foram utilizados no registro propriamente dito e os seis pontos restantes foram empregados para se calcular o erro médio das amostras.

Isso resultou em um intervalo de precisão de 0.4 a 0.9 pixel, ou seja, de 4 a 9 metros. Esse intervalo apresenta, portanto, valores consideravelmente inferiores ao erro máximo permitido de 125 metros em relação a escala original da fotografia (1:25.000).

O polinômio utilizado para a transformação das coordenadas das fotografias foi de primeiro grau, obtido através de ajuste espacial implementado pelo método dos mínimos quadrados. A escolha deste polinômio foi em função de sua simplicidade, precisão, capacidade de preservação do nível digital original e rapidez de resolução.

Após a definição dos pontos de controle as fotografias aéreas foram importadas para o SPRING a partir da utilização do seu módulo de importação de imagens (IMPIMA).

Com a finalidade de tornar mais próximos o valor médio dos níveis de cinza das fotografias importadas e permitir interpretações e comparações mais apropriadas entre as mesmas, foi determinada a média e variância das duas fotografias.

Feito isso, utilizou-se a fotografia com maior valor de variância entre ambas como fator multiplicativo (ou seja, 'ganho') para ser aplicado à segunda fotografia, que teve como finalidade unificar as respectivas variâncias e melhorar de modo sistemático o contraste.

Como complemento do processo de unificação radiométrica das fotografias, as respectivas médias originais foram somadas ou subtraídas conforme o caso. Esse fator aditivo (ou

‘offset’) foi aplicado para que a média da distribuição da curva Gaussiana dos valores dos seus níveis de cinza tivesse média final igual a 125 níveis de cinza.

Com a finalidade de ‘suavizar’ e, principalmente, facilitar a edição vetorial final dos mapas temáticos a serem gerados a partir das fotografias aéreas classificadas, estas foram submetidas a vários testes de filtros de convolução para baixas frequências.

O filtro escolhido foi do tipo passa baixa-média frequência não recursivo e esta escolha se justificou devido a preservação de detalhes e bordas consideradas essenciais, as quais foi possível devido a soma dos pesos utilizados na matriz terem sido igual a 1.

Embora este seja um filtro de suavização e normalmente produza o ‘desfocamento’ da imagem filtrada, o objetivo de torná-la menos complexa e eliminar eventuais ruídos eletrônicos pontuais foi alcançado. Essa característica intrínseca do ‘desfocamento’ foi, entretanto, minimizada através da utilização de matriz com dimensões mínimas (3 por 3 pixels).

Na etapa seguinte foram definidas as bordas das planícies de inundação a partir da utilização do mapa de geomorfologia. A partir dessa delimitação foi criada uma máscara, cujos limites externos das três áreas alagadas de interesse foram eliminados (‘zerados’) a partir da elaboração de uma ‘regra de cruzamento’ específica utilizando-se o LEGAL.

Então, para maximizar o espalhamento dos níveis de intensidade (contraste) das fotografias e permitir melhor interpretação visual e extração de informações, as mesmas foram submetidas a um aumento de contraste. Este procedimento foi necessário porque o elevado conteúdo de umidade geralmente encontrado nas planícies de inundação pode reduzir a capacidade de diferenciação de alvos.

Após alguns testes a função de transferência utilizada foi o ‘aumento multilinear de contraste’, cujo limiar inferior foi 23 e o limiar superior foi 235. Essa função de transferência foi escolhida por permitir a expansão seletiva do histograma, ampliando assim a possibilidade de

extração de informações apenas dos alvos de interesse contidos entre os limiares anteriormente mencionados.

Desse modo, informações sem necessidade de maior sensibilidade de discriminação interna como os corpos d'água e as sombras de áreas florestais (representados por níveis de cinza inferiores a 23), foram excluídas dos limiares utilizados. Neste procedimento, entretanto, cuidou-se para que não fosse atingido o 'overflow' da imagem e a conseqüente perda de informações.

Como etapa precedente à classificação as três áreas de estudo foram submetidas à segmentação. A segmentação consiste numa técnica que procura agrupar regiões espectralmente semelhantes, a partir de uma medida de similaridade entre elas. Dessas regiões são extraídos atributos espectrais, geométricos e contextuais utilizados na classificação de cada região (Alves et al., 1996-a; Alves et al., 1996-b; Almeida, 1996).

O processo usado para segmentar as imagens, foi baseado na técnica de crescimento de regiões, a qual agrega pixels com propriedades similares (Alves et al., 1996-b). Neste processo o limiar de similaridade<sup>1</sup> utilizado foi 8 e o limiar de área<sup>2</sup> foi 6.

A escolha da técnica de segmentação se justifica pelo fato das áreas em estudo serem espacialmente muito complexas (alta densidade de mosaicos) e resultarem, através de classificações convencionais do tipo pixel-a-pixel, em muitas áreas pequenas desagregadas, efeitos de bordas frequentes, pixels sem classificação e dificuldade na edição destes (Alves et al., 1996-b).

Após a segmentação foram criadas 7 classes relativas aos atributos de interesse a serem discriminados pelo classificador (mata ciliar, vegetação ciliar arbustiva, corpos d'água, áreas urbanas, gramíneas com maior biomassa relativa, gramíneas com menor biomassa relativa e campo antrópico - gramíneas ou solos desprovidos de cobertura vegetal em áreas drenadas).

---

<sup>1</sup> limiar de similaridade é o limite em que duas regiões são consideradas similares e portanto agrupadas juntas. O algoritmo que mede isso é a Distância Euclidiana entre médias de duas regiões

<sup>2</sup> limiar de área consiste na área mínima a ser considerada como uma região, definida em número de pixels

Em seguida, foram selecionadas e adquiridas na área de treinamento (fotografia digitalizada) várias amostras de cada uma das classes anteriores.

A classificação foi efetuada a partir do algoritmo denominado 'Bhattacharya' (Equação A.1), com limiar de aceitação de 99% (Schowengerdt, 1997). Este algoritmo promoveu o agrupamento das 'nuvens' de níveis de cinza a partir da análise de atributos estatísticos de média, matriz de covariância e área.

A classificação automática, no caso, consistiu em atribuir a cada conjunto de pixels resultantes da segmentação uma das sete classes previamente definidas.

$$B = 1/8 [ (m_a - m_b)^T (\sigma_a \times \sigma_b/2)^{-1} (m_a - m_b) ]^{1/2} + 1/2 \text{Ln} [ |(\sigma_a + \sigma_b)/ 2| (\sigma_a |\sigma_b|)^{1/2} ]$$

(Equação A.1)

onde,

'B' é o valor de Bhattacharya para a classe considerada;

'a' e 'b' é a identificação das duas regiões analisadas e comparadas entre si;

$m_a$  é a média dos níveis de cinza da região analisada 'a';

$m_b$  é a média dos níveis de cinza da região analisada 'b';

'T' é a transposta da diferença de média entre a e b;

'Ln' é o número Neperiano da região analisada;

' $\sigma$ ' é a matriz de covariância da região analisada;

Para eliminar eventuais pixels isolados da recém criada imagem classificada com agrupamentos menores ou iguais a quatro pixels, utilizou-se a função de 'pós-classificação' do SPRING, com filtro de peso igual a 1 e limiar igual a 4. O mapeamento temático resultou em um plano de informação com formatos tanto varredura quanto vetorial.