



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

FRANCELE MICHELE SANTIN

ESTIMATIVA DE LARGURAS DE VEGETAÇÃO PARA ZONAS RIPÁRIAS ATRAVÉS
DE REDES NEURAIS: O CASO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Erechim - RS, 20 de maio de 2016.

FRANCELE MICHELE SANTIN

ESTIMATIVA DE LARGURAS DE VEGETAÇÃO PARA ZONAS RIPÁRIAS ATRAVÉS
DE REDES NEURAIS: O CASO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Dissertação de Mestrado apresentada na Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS como requisito para obtenção do Título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental sob a orientação do Prof. Dr. José Mario Vicensi Grzybowski e do Prof. Dr. Roberto Valmir da Silva.

Erechim - RS, 20 de maio de 2016.

FRANCELE MICHELE SANTIN

ESTIMATIVA DE LARGURAS DE VEGETAÇÃO PARA ZONAS RIPÁRIAS ATRAVÉS
DE REDES NEURAIIS: O CASO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Dissertação de Mestrado apresentada na Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, defendido em banca examinadora em 04/04/2016.

Orientador: Prof. Dr. José Mario Vicensi Grzybowski

Orientador: Prof. Dr. Roberto Valmir da Silva

Aprovado em: 04/04/2016

Nota: _____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Pedro Luiz Borges Chaffe

Prof. Dr. Denio Duarte

Prof. Dr. Eduardo Pavan Korf

Prof. Dr. Roberto Valmir da Silva

Prof. Dr. José Mario Vicensi Grzybowski

Erechim - RS, 20 de maio de 2016.

“O trabalho científico é lento na maioria das vezes, monótono e quase sempre sujeito às adversidades. Somente a disposição, a perseverança e o amor ao estudo e à pesquisa científica de interesse, podem manter o pesquisador ligado ao seu trabalho.”

Petroianua

*Ao meu pai e seus 20 anos de imortal ausência e infinita saudade, minha mãe, meu marido Ricardo, e ainda para todas as pessoas propriamente ou quase extremas, deixo o incentivo de que mesmo não sendo fácil, é possível.
Para Deus e seu infinito amor Ágape.*

Agradecimentos

Agradeço aos Professores José Mario Vicensi Grzybowski e Roberto Valmir da Silva pelas valorosas orientações na construção de tantos conhecimentos aprendidos, ensinando também pelo caráter e exemplo.

Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, bem como a Universidade e demais professores do Programa que contribuíram para esta importante etapa da minha vida acadêmica.

Resumo

A água constitui um recurso indispensável para todas as populações da biosfera, como também, um fundamental componente abiótico dos ecossistemas. Entretanto, esse recurso vem sofrendo crescente degradação da qualidade e escassez da quantidade, devido a vários fatores, dentre eles, excesso de poluição antrópica e inadequado planejamento e gestão das Bacias Hidrográficas. Com base nesse contexto, verifica-se que um dos atributos dos ecossistemas vegetais é justamente a proteção dos corpos hídricos. Dessa forma, a determinação do dimensionamento da vegetação que compõe a zona ripária, propiciando a plena execução das suas funções, é de suma importância para a conservação do recurso. Muito embora a preservação das Áreas de Preservação Permanente só ocorra por força legal, é necessário que essas normas tenham fundamentação em pesquisas científicas. Este trabalho está dividido em duas partes (uma revisão e uma aplicação): a primeira parte, artigo I, consiste em uma revisão das estimativas de larguras eficientes para diferentes funções da vegetação ripária e uma breve abordagem das metodologias utilizadas. Nele foram revisados **37** artigos científicos que investigaram, em específico, a influência da largura da vegetação ripária na execução de funções e/ou serviços ambientais citados. Como resultado, a funcionalidade dessas áreas foi categorizada em seis grupos: a) filtragem de sedimento, b) filtragem de nutrientes, c) fatores abióticos, d) poluição difusa, e) conservação de espécies e f) escoamento superficial, em seguida foram descritas as larguras mínimas e máximas estimadas como ótimas para cada um dos grupos funcionais. Foi verificado uma grande variabilidade nas larguras ripárias, a largura da categoria que mais variou foi a remoção de nutrientes 3,8 até 280m e as outras categorias variaram dentro desses valores. Na segunda parte desta dissertação, artigo II, foi desenvolvida e implementada uma metodologia para estimar a largura da vegetação ripária com o uso de um Comitê de Redes Neurais Artificiais. Os parâmetros utilizados para os dados de entrada nas Redes foram: condutividade hidráulica do solo, índice de vegetação, concentração de nitrato e eficácia da filtragem da carga de nitrato do solo. Em seguida, os dados foram usados para treinar, validar, testar e selecionar as Redes com melhor *performance* para compor o Comitê de Redes Neurais Artificiais. Com o estudo do Modelo Digital da Bacia Hidrográfica dos Rios Leãozinho e Ligeirinho, esta, foi dividida em 165 sub-bacias menores e o Comitê de Redes Neurais Artificiais calculou de forma satisfatória a largura da vegetação ripária necessária, em cada uma das sub-bacias, para remover 90% da carga de nitrato existentes no solo, superando o desempenho das redes neurais individuais e reduzindo consideravelmente a variância dos erros de saída relativo às redes individuais.

Abstract

Water is an indispensable resource for all populations of the biosphere, as well as, a key abiotic components of ecosystems. There has been increase in degradation in its quality and there is miss of it due to several factors, such as large anthropogenic pollution and inadequate planning and management of Watersheds. In this context, we can notice that one of the attributes of green ecosystems is precisely the protection of rivers. Thus, the determination of the desing vegetation that makes up the riparian buffer zone, which allow the full use of its functions, is important for the conservation of this resource. Even though, the conservation of areas of Permanent Preservation only occurs by the law, it is necessary that these standards have scientific basis. This study is divided into two parts (a review and a practical methodology): the first part, called Article I, consists of a review of estimates of the efficient widths for different functions of riparian vegetation, as well as it presents a brief overview of the used methodologies. We reviewed 37 scientific articles that focused on the influence of the width of the riparian vegetation in the performance of functions and / or environmental services. As a result, we could categorize the functionality of these areas into six groups: a) sediment filtering, b) nutrients filtering, c) abiotic factors, d) diffuse pollution, e) species conservation, and f) runoff. Then, we described the minimum and maximum widths estimated as optimal for each of the functional groups. A large variability in riparian widths has been found. The nutrient removal 3.8 to 280m presented the greatest variation in the width. The other categories ranged within these values. In the second part of this study, also called Article II, we developed a methodology to estimate the width of the riparian vegetation, which was based on an Artificial Neural Network Ensemble. The following parameters were used to input data on the networks: hydraulic conductivity of soil, vegetation index, nitrate concentration and filtering efficiency of soil nitrate load. Then, the data were used to train, validate, test and select the best performing networks to form the Artificial Neural Network Ensemble. With the study of the Digital Elevation Model of the Ligeiro Watershed River, which is divided into 165 smaller sub-basins, the Artificial Neural Network Ensemble calculated the satisfactory width of riparian buffer vegetation that is needed in each one of the sub-basins to remove 90% of the existing soil nitrate load. It proved to overcome the performance of individual neural networks greatly reducing the variance of output errors on the individual networks.

Key-Words: Riparian Buffer Zone

4	Considerações finais	41
	Referências Bibliográficas	44
	Apêndices	51
	Apêndice A: Preparação dos dados de entrada da ANNE	51
	Apêndice B: Dados de treinamento, validação e teste das Redes Neurais	53
	Apêndice C: Dados de entrada das sub-bacias do Rio Ligeiro	54
	Apêndice D: Dados de saída da ANNE para as sub-bacias do Rio Ligeiro	59
	Apêndice E: Rotinas Computacionais	64

Lista de Figuras

2.1	Principais processos dependentes das áreas ripárias. Fonte: Likens (1992).	7
3.1	Location of the Ligeiro River watershed in Erechim, Brazil, and elevation map showing the drainage network and the water supply reservoir. Elevations in the watershed range from 661 to 815 meters.	27
3.2	Map of land use of the Ligeiro River land use: (1) cropland, (2) intermediate-density vegetation - grass-forest, (3) dense vegetation - forest.	28
3.3	Current situation of the RBS in the Ligeiro River watershed: forest and grass-forest buffers are represented in green.	28
3.4	Estimated nitrogen load $N_j ppm$ in each sub-basin, calculated on the basis of the characteristic nitrogen load in soybean croplands, sub-basin cropland area, sub-basin river stretch and the estimated infiltration of rainfall.	31
3.5	(a) Example of neural network architecture, Input-Hidden-Output relation as 4-5-1 (four input variables, five hidden nodes and one output variable). The network weights for each architecture are trained to reproduce the relationships between input and output variables; (b) Mapping from the single ANN outputs to the ensemble output: the ANNE congregates a number of individual ANNs and is aimed at enhancing the results by mitigating individual errors resulting from stochastic variations in the training samples.	31
3.6	Norm of the test error vector for each of the 100 resamples of the original data set: the 10 instances with smallest test errors were selected as part of the ANNE.	34
3.7	Training, validation and test of ANNs: (a) Training and validation. The parameters of the ANN are drawn from the minimum of the validation curve (marked with star); (b) Test carried out with unseen records. The errors between the desired output and the actual output are shown in the bar plot.	35
3.8	Training, validation and test of ANNs: (a) Training and validation. The parameters of the ANN are drawn from the minimum of the validation curve (marked with star); (b) Test carried out with unseen records. The errors between the desired output and the actual output are shown in the bar plot.	35
3.9	ANNE response per sub-basin: the minimum required buffer width was about 30m, which does not agree with the current legislation. However, most values are well above that value, reaching between 40 ~ 45m for most sub-basins, as shown in figure 3.10.	37
3.10	ANNE output showing the required width of vegetated riparian buffer for each sub-basin within the Ligeiro River watershed: the comparison of ANNE outputs and the current situation covered in figure 3.3 show a considerable deficit of vegetation all along the watershed. This fact is further illustrated in figure 3.12.	38

3.11 Riparian buffer strip widths with 1-meter resolution along the water bodies according to the specialized ANNE.	38
3.12 Missing RBS in the Ligeiro River watershed, obtained by means of comparing the ANNE output and the current situation obtained by land use classification in GRASS GIS 7.0: the estimated deficit amounts 1.97 km^2 of vegetated area according to the specialized ANNE and 1.16 km^2 The forest and grass-forest buffers are represented in green and missing RBS represented in red.	39

Lista de Tabelas

2.1	Comparativo das larguras encontradas em cada uma das categorias funcionais juntamente com as declividades.	15
3.1	Parameters used in the ANNs.	29
3.2	Training log for the best performing ANNs: the results show that several distinct network architectures were selected for the ensemble, most of them with N_H belonging to the upper half of the interval $(2,7)$, thus indicating that the relationship was captured more effectively by larger ANNs.	36

1 Introdução e organização do manuscrito

Em decorrência da elevada degradação da qualidade das águas superficiais, subterrâneas e do solo, provocada por atividades antropogênicas, há necessidade eminente de buscar estratégias para melhorar a conservação e gestão dos recursos naturais. As Zonas Ripárias (ZR) constituem uma ferramenta multifuncional nos ecossistemas, como exemplos: processo de remoção de nutrientes, filtragem de sedimentos, manutenção da temperatura, dentre várias outras funções. A vegetação e a comunidade microbiana existentes nas ZRs exercem fundamental papel biológico na remoção de nitrogênio, inicialmente, como um sistema de armazenamento temporário para nitrogênio (metabolismo vegetal), como também, apoiando comunidades microbianas responsáveis pelo processo de desnitrificação que remove definitivamente cargas de nitrogênio do sistema aquático-terrestre (LOWRANCE, 1992; HAYCOCK & PINAY, 1993)[47][34].

Dessa forma, esta dissertação está organizada na forma de dois artigos científicos, no Artigo I (submetido ao periódico *Ambi&Água*), trata-se de uma revisão bibliográfica considerando relevantes trabalhos científicos que relacionaram diretamente, a estimativa da largura da vegetação ripária à sua eficiência para com diferentes funções ecológicas. O Artigo II (submetido ao periódico *Ecological Engineering*) apresenta o desenvolvimento e aplicação de uma metodologia para estimar larguras de Vegetação Ripária (VR), capazes de remover 90% da carga de nitrato em bacias hidrográficas agricultadas .

A metodologia desenvolvida (Artigo II) baseia-se no uso de Comitês de Redes Neurais Artificiais (CRNA) para estimar a largura da VR na remoção de 90% de nitrato e foi aplicada na bacia hidrográfica do Rio Ligeirinho, em razão desta ser o principal manancial utilizado para o abastecimento da cidade de Erechim e com uso antrópico agrícola extensivo. O nitrato é um resíduo de atividades agrícolas que em quantidades elevadas é um poluente inorgânico, causando danos nos ecossistemas aquáticos e também à saúde humana. Desta forma, remover e principalmente impedir o seu acúmulo na natureza, pode contribuir sobremaneira para a qualidade da água. Considera-se que a remoção de 90% da carga de nitrato é um valor estimado como ade-

variáveis que interferem na eficiência da vegetação ripária. Outro aspecto importante é a inexistência de subsídios científicos para determinar com clareza normas legais para gestão e conservação dos recursos hídricos. Dessa forma, o desenvolvimento de uma metodologia para a determinação das larguras das APPs que possa ser aplicada nas normas legais (legislação ambiental) e compor efetivamente um arcabouço legal e científico na conservação da natureza é certamente um importante passo para a sustentabilidade.

Nos elementos pós-textuais desta dissertação, os Apêndices, encontram-se as equações para conversão dos dados obtidos da área de estudo, para utilização como atributos para as Redes Neurais Artificiais (RNAs), as Rotinas computacionais desenvolvidas e os Resultados das RNAs.

1.1 Justificativa

As Áreas de Preservação Permanente definidas pelo Código Florestal Brasileiro:

[...] área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012, Art.3 inciso II) .

Além das funções citadas pela legislação há inúmeras funções que a vegetação dessas áreas executa, tais como: proteção do corpo hídrico, manutenção da temperatura da água, manutenção de encostas e taludes, corredores ecológicos, diminuição da temperatura do vento, infiltração de água para abastecimento do lençol freático, entre outras. Todas essas funções são fundamentais para o equilíbrio ecológico dos ecossistemas locais e estes para a biosfera. Portanto, a preservação dessas áreas é uma necessidade indispensável para a conservação dos recursos naturais.

As larguras propostas pela legislação ambiental brasileira são: um mínimo de 30 metros para um curso d'água de pelo menos 10 metros de largura; 50 metros, para os cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura; 100 metros, para os cursos d'água que tenham de 50 a 200 metros de largura; 200 metros, para os cursos d'água que tenham de 200 a 600 metros de largura; e 500 metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 metros. Em se tratando da largura para recomposição, conforme o dispositivo legal, é obrigatório recompor somente 5 metros dessa área somente. Devido a importância das funções que a vegetação ripária desempenha, questões como: recompor somente 5 metros estando ela degradada é o suficiente? Será que as larguras das áreas de APP são eficazes, considerando suas essenciais

funções ecológicas? São dúvidas importantes, cujas respostas precisam ter bases científicas para serem aplicadas com segurança nas normas legais.

Na Bacia Hidrográfica em estudo, responsável pelo abastecimento de água para a cidade de Erechim, cujo o uso e ocupação do solo ocorre em sua maior parte pela agricultura e criação de animais, verifica-se resíduos de nitrogênio (amônio, nitrito e nitrato) como as grandes fontes poluidoras.

O nitrato NO_3^- é um resíduo de nitrogênio na forma oxidada. Esse poluente ocorre quando o nitrogênio entra no sistema natural oriundo de agroquímicos em carga elevada, ao receber ação dos microorganismos, este elemento inorgânico será convertido a amônio, que logo sofre o processo de oxidação, transformando-se em nitrato (JACOBS & GILLIAM, 1985)[37]. Desta forma amônio é um indicador de poluição recente, enquanto o nitrato é um indicador de poluição mais antiga. A carga de nitrato que a cultura agrícola não conseguir incorporar nos seus processos metabólicos, ficará retida nas camadas do perfil do solo (HAYCOCK & PINAY, 1993)[34]. Em presença de água da chuva, o nitrato é carregado por meio do escoamento superficial e principalmente sub-superficial para as áreas topograficamente menos elevadas, atingindo assim o corpo hídrico. O nitrato em concentração elevada no ambiente aquático leva ao processo de eutrofização, acúmulo de matéria orgânica, baixos níveis de oxigênio e consequentemente, deterioração de toda a biota aquática, dos recursos hídricos e comprometimento da potabilidade da água (HILL, 1996)[36]. Para a saúde humana, o nitrato dissolvido na água, em concentrações acima de 10 mg/L, pode causar a metaemoglobinemia em bebês. Algumas causas do aumento do nitrogênio na água são: esgotos domésticos e industriais, fertilizantes e excrementos de animais.

Algumas pesquisas apontaram reduções das concentrações de NO_3^- em águas subterrâneas que excedem 90% nas vegetações ribeirinhas localizadas em posições e paisagens ideais (LOWRANCE, 1992; LEE et al., 2000)[47][43] respectivamente. Sendo assim, para considerar variáveis como a posição e a paisagem é necessário avaliar outros atributos da bacia hidrográfica porque podem influenciar na hidrologia local e na constituição vegetal. Constituem importantes atributos de uma bacia hidrográfica: área de contribuição da encosta, área de contribuição do rio, tipo de solo, parâmetros de declividade, clima, formação vegetal, área de entorno se há proximidade com lavouras, fábricas poluidoras, estradas, rodovias, criação de animais, que determinam os possíveis poluentes que deverão ser filtrados pela zona ripária para não atingirem o corpo hídrico. Um trabalho de Mayer et al., (2007)[55] também apontou que, a posição da paisagem e hidrologia são componentes importantes do desempenho da vegetação ripária para a qualidade da água. A vegetação ripária, portanto, em largura suficiente pode ser capaz de proteger os corpos hídricos, mitigando e/ou impedindo que as cargas de poluentes difusos concentrem-se nos corpos hídricos, degradando-os. A remoção de poluentes da superfície e das águas subterrâneas é dependente da hidrologia, para remover de forma eficaz partículas e nutrientes dissolvidos, os fluxos mais superficiais precisam ocorrer de forma ramificada (dendrítica) e não em fluxo único, concentrado. Para a remoção eficaz de nitrato e acidez, a água subterrânea deve mover-

se através da vegetação ripária de forma lenta e a uma profundidade suficientemente superficial para estar dentro da zona radicular da vegetação. O atrito gerado pela vegetação e solo ajuda na retenção de partículas e facilita a assimilação de nutrientes dissolvidos e materiais tóxicos. Essa vegetação oferece ainda sombreamento e evaporação do canal de fluxo, além de liberar matéria orgânica para as comunidades bióticas que os utilizam no comportamento de forrageio.

Existe a preocupação com a preservação das zonas ripárias e principalmente com o uso das vegetações ripárias para conservação da qualidade de água nos rios, assim como, os demais benefícios gerados ao ecossistema (BALESTRINI et al., 2011; SPAROVEK et al., 2002;)[3] [80]. Entretanto, a legislação vigente não leva em consideração a eficiência da vegetação sob os diferentes fatores já mencionados. Portanto, há a necessidade que se defina uma metodologia que considere esses fatores para determinar a eficiência e principalmente a largura que possibilita a melhor conservação do corpo hídrico, bem como as demais funções ecológicas das zonas ripárias.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Investigar a relação entre a largura e a funcionalidade da vegetação ripária. Desenvolver e aplicar uma metodologia capaz de indicar larguras de vegetação ripária que possam remover 90% da carga de nitrato da Bacia Hidrográfica do Rio Ligeiro da cidade de Erechim do estado do Rio Grande do Sul.

1.2.2 Objetivos específicos

- Fazer uma pesquisa do estado da arte de trabalhos que investigaram a relação entre diferentes larguras da vegetação ripária na eficiência de diversas funções desses ecótonos.
- Desenvolver um algoritmo computacional para aplicação de Redes Neurais buscando estimar larguras de vegetação ripária capazes de remover resíduos de nitrato de sub-bacias hidrográficas.
- Treinar, testar, validar e selecionar as Redes Neurais que apresentarem melhor *performance* nos resultados, para compor um Comitê de Redes Neurais Artificiais.
- Estimar as larguras de vegetação ripária capazes de remover 90% da carga de nitrato do perfil do solo em cada uma das sub-bacias que formam a grande Bacia Hidrográfica dos rios Leãozinho e Ligeirinho.

2 Estimativa da largura da faixa vegetativa para zonas ripárias: uma revisão

Resumo

As Zonas Ripárias (ZR) constituem um ecossistema natural bastante complexo, pois estão relacionadas com a interação dinâmica de espécies vegetais, solo, água, processos hidrológicos, velocidade dos ventos e espécies da fauna aquática e terrestre. Estabelecer condições ambientais que propiciem a preservação de todas as interações dinâmicas em condições ideais, de forma a minimizar as interferências antrópicas sem impedir o uso dos recursos naturais e o aproveitamento dos serviços ecossistêmicos requer que a vegetação que compõe a Zona Ripária esteja em quantidade suficiente. No Brasil essas áreas são denominadas Áreas de Preservação Permanente (APPs) e seu manejo está regulamento em normas jurídicas, mesmo assim, há perda da qualidade ambiental. Uma hipótese pode ser investigada: será que a largura das APPs regulamentada atualmente é suficiente para o desempenho efetivo de todas as suas funções? Considerando essa questão, o objetivo deste trabalho foi pesquisar vários trabalhos científicos que estudaram a relação direta entre as diferentes larguras da Vegetação Ripária (VR) e a eficiência no desempenho das várias funções por ela executadas, buscando estabelecer uma relação entre largura e desempenho eficiente das suas funções. A metodologia foi dividida em cinco etapas, iniciando com a busca em sites acadêmicos com o uso de termos, em específico, relacionados à temática do trabalho o que possibilitou encontrar 79 e selecionar 37 artigos que investigaram especificamente a relação entre a largura e a eficiência da VR. Os 37 trabalhos foram agrupados em seis categorias funcionais: a) filtragem de sedimento, b) filtragem de nutrientes, c) fatores abióticos, d) poluição difusa, e) conservação de espécies e f) escoamento superficial, de forma a relacionar o desempenho da função e a largura. Os resultados mostraram uma variação de 3,8 a 280m nas larguras da Vegetação Ripária, demonstrando que são vários os fatores que podem interferir nos resultados, desde a metodologia aplicada às pesquisas, até as próprias características naturais do ambiente estudado. Este trabalho sugere a utilização de ferramentas capazes de capturar com mais acurácia as interações ecológicas que ocorrem nas zonas ripárias, e que possam simular os fenômenos naturais e a interação destes com a interferência antrópica, de modo a considerar o maior número de fatores/características/processos dos ecossistemas ripários, chegando a estimar dimensionamentos ideais para a sua funcionalidade.

2.1 Introdução

Conforme Johnson et al., (2013) [38] as Zonas Ripárias (ZR) têm sido usadas para melhorar e proteger a água qualidade de poluição não pontual remoção de poluentes que, neste caso, podem ser divididos em duas categorias: de superfície e subsuperfície. Essas áreas também têm sido elogiadas devido a capacidade de melhorar a vida selvagem e habitat aquático ao longo dos

cursos de água. O interesse em pesquisar e entender a dinâmica de funcionamento das zonas ripárias vem aumentando devido à relação direta destas áreas à conservação dos recursos hídricos, isto é, a manutenção das características naturais dos corpos de água. Em decorrência da crescente degradação da qualidade dos recursos naturais, a necessidade de implementar práticas realmente efetivas na conservação dos mesmos, requer conhecimento científico adequado. Reid e Hiton[71] relacionaram faixa ripária de largura suficiente àquela que assegura ao rio o não recebimento de sinais biológicos ou físicos de áreas alteradas à montante, para que o sistema aquático seja capaz de providenciar o habitat e os recursos requeridos à completa sustentação das espécies que dele dependem. A questão a ser respondida é: qual é a largura de faixa ripária vegetativa capaz de manter o equilíbrio do ecossistema aquático e permitir a conservação da qualidade e quantidade da água? Esta pergunta não é facilmente respondida do ponto de vista científico, em virtude da complexidade dos ecossistemas, inclusive da região de ecótono e da própria dinâmica dos processos envolvidos. Neste trabalho foi realizada uma pesquisa e uma seleção de trabalhos científicos que conseguiram fornecer alguns subsídios para elucidar a questão acima. Ademais, foram expostas as normas legais sobre a preservação de APPs, no intuito de facilitar uma comparação entre as larguras dessas áreas, conforme a Lei Brasileira 12.651[4], e os resultados das pesquisas científicas que analisaram o efeito da largura para a conservação da área.

2.1.1 Definição, localização e funções das zonas ripárias

A Zona Ripária é definida, conforme Kobiyama, (2003)[40], como um espaço tridimensional que contém vegetação, solo e rio com extensão horizontalmente até ao alcance da inundação e verticalmente do regolito (abaixo) até o topo da copa da floresta (acima). Há muitas nomenclaturas usadas para essa área: mata ciliar, vegetação ripária, floresta ripária, zona ripária, área ripária, zona ribeirinha, faixa vegetal de filtragem. O mesmo autor realizou uma revisão dos termos que se referem a esta área e sugeriu que o termo “ZR” pode ser utilizado para discutir a extensão (delimitação) da área e o “ecossistema ripário” para discutir os processos que ocorrem nela. A principal função das zonas ripárias é a proteção da poluição gerada pela agricultura e outras atividades poluidoras do corpo hídrico (DELGADO et al., 1995)[15]. Zonas ribeirinhas oferecem inúmeras funções que são benéficas para as populações humanas e ecossistemas (RANDHIR & EKNESS, 2013)[70]. Alguns autores como Mander *et al.*,[53], Reid e Hilton [71] e o CRJ[9], discutiram a funcionalidade dessas áreas, a seguir citaremos nove destas funções bem como, os autores que desenvolveram estudos sobre as mesmas: a) Estabilização de taludes e encostas (TSUKAMOTO & KUSAKABE, 1984)[85]; b) Manutenção da morfologia do rio e proteção a inundações (FRY et al., 1994)[23]; c) Retenção de sedimentos e nutrientes (HAUPT & KIDD, 1965; ORBORNE & KOVACIC, 1993)[32][66]; d) Mitigação da temperatura da água e do solo (CORBETT et al., 1978; WAGATSUMA, 2010)[10][90]; e) Fornecimento de alimento e habitat para criaturas aquáticas (REID & HILTON, 1998)[71]; f)

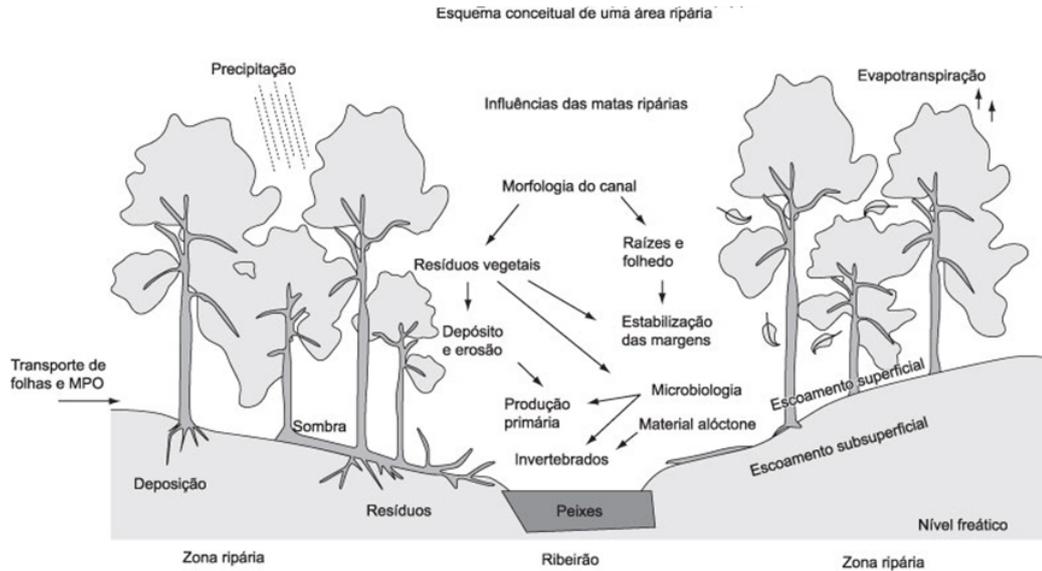


Figura 2.1: Principais processos dependentes das áreas ripárias. Fonte: Likens (1992).

Manutenção de corredores ecológicos, (COCKLE & RICHARDSON, 2003; SPACKMAN & HUGHES, 1995)[8] [79]; h) Fixação do gás carbônico (NOBRE, 2002; HANNELIUS & KUSELA, 1995; SANQUETTA, 2002) [62] [30][74]; i) Interceptação de escombros rochosos (MIZUYAMA, 1989) [57]. A seguir apresenta-se uma Figura (2.1) com os principais processos que ocorrem nas Zonas Ripárias:

2.1.2 Legislação atual e características naturais que influenciam a preservação das zonas ripárias

A definição pelo Código Florestal (Brasil, 2012) de áreas merecedoras de mais atenção e proteção por desempenharem funções de grande importância ecológica, as chamadas Áreas de Preservação Permanente (APPs) é apresentada como “as faixas marginais de qualquer curso d’água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular”, sejam elas regiões de nascentes, regiões de banhados, e demais corpos hídricos, assim como regiões com declividade que potencializem deslizamentos.

Na legislação brasileira, a largura a ser preservada é definida baseando-se somente na largura do corpo hídrico. No caso de nascente, está fixada em 50m a largura da APP; áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de 100m, em zonas rurais, exceto para o corpo d’água com até 20 hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50m e 30m, em zonas urbanas; as áreas no entorno dos reservatórios d’água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d’água naturais, a largura é definida na licença ambiental do empreendimento.

Conforme a lei, a largura mínima da área ripária é de 30m para corpos hídricos que tenham até 10m de largura e um máximo de faixa ripária de 500m para os cursos d'água que tenham largura superior a 600m. No entanto há outros fatores que podem influenciar na real conservação das características naturais do corpo hídrico: o tipo e a declividade do solo, a composição da VR se predominantemente arbustiva, rasteira ou composta por árvores com grande biomassa vegetal e a função que a área está exercendo, entretanto estes não são considerados pela legislação.

2.2 Materiais e métodos

Foram encontrados 79 artigos científicos que desenvolveram pesquisas sobre a Zona Ripária e selecionados 37 trabalhos que investigaram a relação direta entre a largura vegetativa e a eficiência da área, conforme as seguintes etapas:

i) Etapa 1 - Aprofundamento do tema e contextualização atual: pesquisa bibliográfica em trabalhos científicos e normas legais para elucidar os conceitos correspondentes às diferentes nomenclaturas das APPs, bem como as diferentes funções a elas atribuídas. O resultado dessa etapa foi exposto de forma sucinta nas duas seções anteriores deste capítulo.

ii) Etapa 2 – Seleção e coleta dos dados: em sites de pesquisa acadêmica foram coletados artigos científicos publicados somente em periódicos internacionais classificados pelo sistema Qualis nos estratos A ou B no ano de 2014. A busca ocorreu por meio do uso das seguintes palavras-chave “*buffer zone*”, “*efficiency buffer zone width*”, “*riparian buffer strip*”, “*riparian ecosystem*”, “*riparian vegetation width*”. Foram selecionados todos os trabalhos que relacionaram a eficiência do desempenho de alguma função da VR com a sua largura.

iii) Etapa 3 – Exploração dos resultados dos trabalhos selecionados: um levantamento detalhado das variáveis abordadas em cada uma das pesquisas. Considerando, substancialmente, a largura da faixa ripária e evidenciando a relação de eficiência existente no efetivo desempenho funcional da mesma, o que explica a seleção de somente 37 artigos.

iv) Etapa 4 - Tratamento dos dados e discussão dos resultados obtidos: foi proposto uma apresentação das diferenças dos resultados obtidos em cada trabalho, relacionando-as com as variáveis estudadas e as diferentes metodologias empregadas para o desenvolvimento das pesquisas. Nesta etapa, buscou-se evidenciar possíveis interferências nos resultados e que podem levar a conclusões equivocadas da temática em questão. Desta forma, optou-se por realizar a discussão das categorias funcionais de forma individualizada, e posteriormente, de forma sistêmica.

2.3 Resultados e discussão

Para favorecer a análise os resultados serão apresentados em três fases, na primeira, a 2.3.1, estão descritos os resultados em cada uma das seis categorias funcionais, em seguida, na 2.3.2, os resultados encontrados em cada uma das categorias foram discutidos separadamente. Na última etapa, 2.3.3, passar-se-á para a discussão dos resultados de forma mais abrangente e sistêmica.

2.3.1 Descrição dos resultados em cada uma das categorias funcionais

Considerando os artigos científicos nos quais se pesquisaram especificamente a influência da largura da Vegetação Ripária (VR) em diversos fatores como: sedimentos, filtragem de nutrientes, conservação de espécies, alguns oriundos de atividades antrópicas, outros de processos naturais dos ecossistemas locais, foram criadas seis categorias para classificação. As categorias foram: a) Filtragem de Sedimentos; b) Remoção de Nutrientes; c) Fatores Abióticos; d) Poluição Difusa; e) Conservação de Espécies (vegetais e animais); f) Escoamento Superficial (um exemplo de Processo Hidrológico).

a) Filtragem de Sedimentos: foram encontrados cinco artigos em que se analisaram especificamente a influência da VR para a filtragem de sedimentos, sendo estes sedimentos provenientes de diferentes fontes, entre elas o corte de madeira. Haupt e Kidd, (1965) [32] verificam que a largura de 9m de faixa vegetativa, composta principalmente pelos seguintes gêneros e espécie *Pinus*, *Ponderosa*, *Pseudotsuga menziesii*, em um solo do tipo arenoso com pedras "loam", pode ser eficiente, isso porque sistemas boreais de baixo relevo não são susceptíveis à produzir grandes quantidades de sedimentos, mesmo sem faixas de proteção. Dillaha *et al.*, [19] consideraram uma eficiência de 81 e 91% para as faixas de 4,6m e 9,1m, respectivamente, em solo siltoso com declividade de 5, 11 e 16%. Chaves *et al.*, [6] utilizaram um modelo de erosão e sedimentação em três ecossistemas diferentes: cerrado, pasto e agricultura. A partir deste estudo concluíram que a VR é mais eficiente para a filtragem de sedimentos na seguinte ordem: cerrado, seguido de ecossistemas de pastagens e em último a agricultura. Segundo os resultados de uma pesquisa de Sparovek e seus colaboradores, (2002) [80] é necessária uma faixa vegetativa de 52m para eficiência de 54% na filtragem de sedimentos.

b) Remoção de Nutrientes: foram selecionados 13 artigos que pesquisaram diretamente a influência da VR, utilizando diferentes procedimentos metodológicos, na remoção de nutrientes como: nitrogênio, fósforo, amônia, nitrato e outros. O primeiro estudo propôs uma investigação acerca da influência da área ripária composta por floresta e não relacionou diretamente a largura da vegetação, mas a declividade do local, cerca de 35 e 40%, com eficiência de 83 a 91% para essas declividades, respectivamente, na remoção de fósforo e nitrogênio (DOYLE

et.al., 1974)[21]. Em um segundo estudo, conduzido por Doyle e colaboradores, (1977)[20], sobre a filtragem de nitrogênio, fósforo e potássio em faixas ripárias compostas por gramíneas em um solo com declividade de 10% e os resultados chegaram ao valor de 3,8m de largura na filtragem de nutrientes, embora não descreveram qual a eficiência encontrada na pesquisa. Em um estudo conduzido por Cobertt e colegas, (1978) [10], cuja metodologia envolveu pesquisas em bacias hidrográficas experimentais no leste dos Estados Unidos, foi investigada a influência de diferentes nutrientes, da temperatura da água, da turbidez e de sedimentos em um longo período de coleta e avaliação dos dados que datam de 1965 a 1968 e de 1973 a 1975. Os resultados obtidos permitiram concluir que 12m de largura da faixa vegetativa foram necessários para o controle de temperatura da água e de 20m a 30m para proteção do ecossistema local. Já Young e colaboradores, (1980)[91] estudaram a filtragem de nitrogênio, fósforo, nitrato, coliformes, amônia e fosfato em vegetações compostas por milho, cevada e demais espécies em um solo com declividade de 4% e encontraram uma eficiência de 69% a 93% com faixas entre 21,3m a 27,4m. Dickey e Vanderholm, (1981)[16] estudaram a filtragem de nitrogênio, sólidos suspensos, fósforo e a densidade química de oxigênio (DQO) em um terreno com declividade de 0,50% e constataram que é possível obter uma eficiência de 73,1% a 96,3% para faixa de 91m de largura. Dillaha e colaboradores[19] concentraram suas pesquisas na influência da faixa vegetativa na filtragem do nitrogênio em solo siltoso com declividade de 5, 11% e 16% e concluíram que uma eficiência de 67% e 74% em faixas de 4,6m e 9,1m de largura. Magette e colaboradores[51] pesquisaram sólidos totais, nitrogênio e fósforo em faixa vegetativa composta por gramíneas dispostas em terrenos com declividade de 3% e 5% e solo classificado como arenoso, obtiveram os seguintes resultados: para 4,6m de largura, a filtração da faixa vegetativa reduziu de 66% dos sólidos totais, 0% nitrogênio e 27% de fósforo. Para larguras de 9,2m, a redução foi bem mais expressiva, chegando a 100% para sólidos totais, nitrogênio e fósforo. Pesquisando as mesmas variáveis, Schwer e Clausen, (1980)[76], também com faixa vegetativa composta por gramíneas em solo arenoso, obtiveram valores diferentes: para faixas entre 10,6m e 26m de largura, as eficiências ficaram entre 83% e 95% para todas as variáveis. Considerando uma comparação entre os dois estudos, pode-se atribuir a diferença nos resultados obtidos para a declividade, que neste caso foi de apenas 2%, enquanto que, no trabalho de Magette e colaboradores [51], variou de 3% a 5%. Nunez e seus colaboradores[63] analisaram a presença de nitrogênio, nitrato e amônia, também em faixas vegetativas compostas por gramíneas em um terreno com declividade de 15%, e concluíram que a eficiência foi de 100% em faixas vegetativas com largura de 6m. Osborne e Kovacic[66] estudaram a filtragem de fósforo e nitrato em áreas ripárias compostas principalmente pelas seguintes espécies vegetais: *Phalaris arundinacea*, *Populus deltoides*, *Acer saccharinum* em solo classificado como franco-argiloso. Conduziram o estudo de campo na Bacia Hidrográfica em Illinois, EUA, durante o período de 1989 a 1990. Verificaram que para redução de 90% de nitrato foi necessária uma largura de 39m em áreas compostas por gramíneas e largura de 16m em regiões com floresta. No trabalho de Oliveira[65] foi pesquisada a presença de amônia e fósforo utilizando um modelo matemático

e SIG, verificando uma eficiência de 90% para amônia em larguras de 10 a 50m da área ripária e 90% para fósforo em larguras de 50 a 280m. Lin e colaboradores[45] estudaram a largura da VR necessária para a atenuação da quantidade de potássio. A composição da área vegetativa era de vegetação rasteira, arbustiva e arbórea com maior biomassa vegetal, como floretas. O resultado obtido foi uma largura de 8,81m para atenuação da quantidade de potássio. Balestrini juntamente com outros pesquisadores[3] pesquisaram a capacidade de retenção de nitrogênio em água subsuperficial por estreitas faixas de proteção na paisagem com intensiva agricultura. A área de estudo compreendeu um campo cultivado, faixas herbáceas, árvores e valas. Entre outros testes como análises físico-químicas da água e o cálculo da lei de Darcy também corroboraram para chegar ao resultado de 5m a 8m de largura da faixa vegetativa ripária para a remoção do nitrogênio em águas subsuperficiais da bacia em estudo.

c) Fatores Abióticos: compreende a influência da VR em importantes elementos do ecossistema, tais como a luz, temperatura da água e vento. Esses fatores estão inter-relacionados com toda a biota local, permitindo a sobrevivência e a manutenção das funções ecológicas de cada nível trófico e do nicho ecológico correspondente. Portanto, uma vez em que há uma alteração na temperatura da água do corpo hídrico, a biota aquática pode migrar para outro local ou não resistir à mudança, sendo excluída ou eliminada pelas novas condições do ambiente. Isso acarreta alterações negativas nos níveis tróficos seguintes, que terão seu comportamento alimentar prejudicado, e nos níveis tróficos anteriores, que poderão aumentar progressivamente, levando ao desequilíbrio do sistema natural local. Reid e Hilton[71] pesquisaram a influência das áreas ripárias para o vento em estudos de campo realizados nas bacias North Fork Caspar Creek, Mendocinon County, Califórnia, todas nos EUA, durante o período de 1989 a 1995. A vegetação local era composta principalmente pelas seguintes espécies vegetais: *Sequoia sempervirens*, *Pseudotsuga menziesii*, *Abies grandis*, *Lithocarpus densiflorus*. Os autores estabeleceram uma relação de 4 a 5 vezes a altura média das árvores mais altas para a largura da faixa e 50m para habitat aquático. Ruel e seus colaboradores[72] buscaram relacionar a largura da faixa e o número de árvores tombadas e, para isso, consideraram ainda a velocidade do vento em faixas vegetativas compostas principalmente por *Abies balsamea*, em terreno com declividade de 0 a 50%, em seus estudos de campo na bacia hidrográfica pesquisada. Altos níveis de danos foram observados, onde o vale oferece menos abrigo para as faixas de proteção. Com a análise dos dados, constatou-se que não houve relação entre a largura da faixa vegetativa e o número de árvores tombadas. Dignan e Bren [17] verificaram as larguras da faixa vegetativa ripária para a alteração da luz em uma clareira no rio West Tarago, Victoria, sudeste da Austrália. O estudo utilizou-se de fotografias hemisféricas feitas antes e depois de relacionar as distâncias do corte variando de 0 a 108m e em alturas das copas acima do solo de 1, 3,4 e 6,8 m. Regressão não-linear foi utilizada para desenvolver as relações entre a mudança de penetração de luz, devido à criação de bordas, e a distância da borda. Vegetação e variáveis topográficas foram avaliadas como variáveis explicativas adicionais e concluíram que é necessária uma largura de 108m de faixa vegetativa para alteração de 10% da quantidade de luz. Meleason e Quinn [56]

pesquisaram a influência da largura da faixa vegetativa na temperatura do ar. Os estudos de campo foram concluídos em 11 meses abrangendo uma área composta pelas seguintes espécies vegetais: *Rhopalostylis sávida*, *Cyathea spp.* e *Dicksonia spp.*, *Melicytus ramiflorus* e *Knightia excelsa*, com cerca de 15m de altura, e ciperáceas, gramíneas e mudas de pinheiro com 1,5 m de altura. Nos resultados obtidos foi possível estabelecer a seguinte relação acerca do fator analisado: 5m a 30m de largura propicia temperaturas de 3,2°C a 3,4 °C, respectivamente, mais baixas que em locais sem VR.

d) Poluição Difusa: como poluições difusas, podem ser consideradas desde resíduos de atividades agrícolas, tais como adubos, pesticidas, herbicidas e fungicidas, como a dispersão de demais particulados vindos de outras atividades antrópicas, como a poluição de residências, a dispersão de sólidos totais e resíduos provenientes da criação de animais, entre outras. Em resumo, a poluição que não é de fonte pontual, como despejo de efluente industrial ou doméstico diretamente no corpo hídrico, pode ser considerada poluição difusa. Magette e colaboradores[50] estudaram a influência da filtração de faixas vegetativas na dispersão de fertilizantes agrícolas artificiais juntamente com fósforo e nitrogênio em solo arenoso, coberto por gramíneas, com declividade de 3 e 5% e verificaram que 4,2 e 9,2m de largura podem ser consideradas eficazes para os fatores analisados por esses autores. Dillaha e colaboradores[18] verificaram que as faixas com 4,6 e 9,1m de largura possuíam uma eficiência de 70 e 84% na filtração de sólidos suspensos totais em solo siltoso com declividade de 5,11 e 16%. realizaram estudos de escoamento com chuva simulada com intensidade de 14mm/h em um local de 1200m de área plantada com *Triticalle*, com aplicação de três herbicidas. Os autores verificaram eficiências de até 80% para faixas de 10m e 95% para faixas de 20m de largura ao estudarem a influência da largura da VR na filtração de herbicidas agrícolas em solo siltoso com declividade de 8% e com vegetação *Triticalle*, em simulações realizadas em laboratório. Lin juntamente com outros pesquisadores[44]comparam simulações de 46 tipos de pesticidas e utilizaram também o modelo matemático “index model” e SIG para estudar a filtração da área ripária para pesticidas agrícolas e estabeleceram uma largura de VR de 5 a 19m, sendo que a largura deveria ser considerada em função da profundidade do local e os tipos de pesticidas utilizados. Gorsevski e seus colegas[27] pesquisaram a poluição difusa em locais com solo argiloso em sua maior parte, mas também com solos variáveis, geralmente superficiais e bem drenados. A vegetação do local em todo o gradiente de elevação foi: *Grande abeto (Abies grandis)*, *Douglas fir (Pseudotsuga menziesii)*, *abeto subalpine (Abies lasiocarpa)*, cedro vermelho ocidental (*Thuja sulcada*), pinheiro branco ocidental (*Pinus monticola*) e vários arbustos e gramíneas com estações de crescimento curtas, especialmente em altas altitudes. Os autores concluíram que, para relacionar a largura da VR à proteção de poluentes difusos, se deve analisar cuidadosamente vários aspectos locais: uso do solo, tipo de solo, saturação hidráulica do solo e outros fatores para chegar a uma largura eficiente de proteção. As larguras trabalhadas no desenvolvimento da pesquisa foram de 100m a 200m. Ohliger e Schulz [64] estudaram a poluição difusa proveniente da exposição a pesticidas, considerando o corpo de água e características da VR em uma

área de vinha, onde foram consideradas as seguintes características da paisagem: a) levantamento da percentagem de cobertura vegetal do solo; b) levantamento das camadas de arbustos e árvores que compunham a VR; c) levantamento da largura e profundidade do corpo hídrico; e d) levantamento de largura da VR. Ao término do trabalho foi constatado que uma largura mínima 6m para redução da dispersão de pulverização de pesticidas em VR composta por arbustos e que a eficiência de redução da pulverização dos pesticidas é influenciada principalmente pelas características da VR, como a densidade e a altura. Chang et al. (2011) [5] desenvolveram uma pesquisa para avaliar o custo-benefício na implementação de faixas ripárias de várias larguras diferentes em terrenos com 54% de inclinação. Para verificar a eficiência na captura de poluentes e eficácia econômica de faixas ripárias com larguras de 10m a 100m, foram utilizadas Equações de Regressão e o modelo SWAT (Soil Water Assessment Tool) considerando dois fatores: a inclinação e a largura da faixa ripária. Consideraram como custo a construção e a manutenção da faixa ripária e como benefício a captura de poluente e a redução nas taxas de lodo no corpo hídrico, para cálculo de custo-benefício. Definiram que, uma largura de 30m de faixa vegetativa possibilitou um adequado custo-benefício na captura de poluentes de atividades antrópicas. Shan e colaboradores[77] pesquisaram a largura da VR para o controle da poluição, uma estrutura computacional foi desenvolvida para simular a largura ideal para a construção da faixa de VR na área da bacia hidrográfica com o reservatório de água estudado. O processo de modelagem foi dividido em cinco etapas e após a finalização dos estudos concluíram que uma largura eficiente seria de 58m de VR para proteção da poluição difusa.

e) Conservação de Espécies (vegetais e animais): a ZR é considerada uma área de ecótono, pois faz a transição entre dois ecossistemas: o ecossistema terrestre e o ecossistema aquático. Por esse motivo, pode ser chamada também de ecossistema ripário, pois possibilita a sobrevivência de diversas espécies vegetais e animais e as relações inter e intraespecíficas, constituindo uma região de elevada biodiversidade. Portanto, a preservação dos ecossistemas ripários contribui para conservação da biodiversidade do planeta e para a manutenção das funções ecológicas. Spackman e Hughes[79] realizaram levantamentos de espécies in loco em 6 rios em Vermont, EUA, para verificar as larguras mais eficazes para a conservação de espécies de pássaros, mamíferos e plantas em solo considerado arenoso. Os autores constataram que, para garantir 95% das espécies vegetais, a largura deve ser maior ou igual a 45m, enquanto que, para espécies animais, deve ser maior ou igual a 175m. Cockle e Richardson[8] realizaram um estudo em campo nas Bacias do Canadá, para verificar a largura da faixa vegetativa para a conservação de pequenos mamíferos. Comunidades de pequenos mamíferos de sete espécies diferentes foram comparadas ao longo de dois verões, em três tipos de habitats diferentes. A riqueza de espécies foi significativamente menor em clareiras que em áreas sem exploração madeireira e na VR e 30m mostrou ser uma largura eficaz na conservação das espécies pesquisadas de pequenos mamíferos. Shirley e Smith[78] pesquisaram a largura da faixa ribeirinha para manter a riqueza de espécies e abundância de comunidades naturais de aves em paisagens florestais ao longo do noroeste do Pacífico. Inicialmente as larguras foram classificadas em quatro categorias: 0 a

10m; 20 a 25m; 36 a 44m; 100 a 144m. As espécies de árvores dominantes encontradas foram: *Abies amabilis*; *Tsuga heterophylla*; *Thuja plicata*; e *Pseudotsuga menziesii*. Com a conclusão da pesquisa, foi constatado que várias espécies foram encontradas quase que exclusivamente em faixas mais largas e a abundância caiu drasticamente entre larguras de 41m a 125m, sendo recomendadas faixas ribeirinhas acima de 100m. Peterman e Semlitsch [68] estudaram a eficácia de zonas ripárias para mitigar declínios populacionais locais e os efeitos da extração de madeira em salamandras *Plethodontid* em estágio larval. Foram pesquisadas a abundância de nove espécies de salamandras dos gêneros *Desmognathus*, *Eurycea*, *Gyrinophilus* e *Pseudotriton*, pertencentes à família *Plethodontid* em regiões de larguras diferentes (0m, 9m e 30m), medindo a abundância de larvas de salamandra em cinco riachos de cabeceira com diferentes larguras ciliares após o período de exploração madeireira na região de entorno. Foi verificado que mais de 30m de largura são necessários para amenizar os efeitos da colheita de madeira para populações de *Plethodontid*. Hawkes e Gregory[33] pesquisaram a abundância de Anfíbios (*Ascaphus truei*; *Plethodon vehiculum*; *Ensatina eschscholtzii*) em plantações de *Coníferas* dominadas por *Douglas-fir* (*Pseudotsuga menzeisii*). Os autores concluíram que cerca de 30m de largura são necessários para manter a abundância relativa de anfíbios. Randhir e Ekness[70] desenvolveram um trabalho para avaliar o habitat potencial em ecossistemas ribeirinhos. As larguras foram definidas pela distância da borda da água como: Zona 1 (1 m-15,24 m), Zona 2 (15,25 m-30,48 m) e Zona 3 (30,49 m-60,96 m) e possibilitou as conclusões: Zona 2 apoiou o maior número de espécies; Zona 1, mais espécies aquáticas; Zona 3, mais espécies terrestres. A zona intermediária apoiou ambas as espécies aquáticas e terrestres, resultando em uma diversidade de plantas que variava com a distância e os mais altos padrões de riqueza de espécies de plantas na zona intermediária. Viegas e colaboradores[88] estudaram a riqueza, abundância, diversidade e regularidade de espécies de besouros coprófagos, em fragmentos de diferentes larguras de VR. Os autores coletaram 1289 espécimes distribuídos em 29 espécies de besouros da ordem *Scarabaeinae* em quatro períodos de amostragem realizadas sazonalmente entre a Primavera de 2010 e o inverno de 2011, usando armadilhas com dois tipos de isca. Para comparar a influência das larguras, foram selecionados quatro fragmentos não-contíguos, e a distância mínima entre eles foi de um quilômetro, objetivando aumentar a independência das áreas amostradas com diferentes larguras da ZR: (1) 40m; (2) de 15 a 30m; (3) de 5 a 15m; e (4) com menos de 5m de largura em ambas as margens do córrego. Constatou-se que riqueza, abundância, diversidade e regularidade de *Scarabaeinae* são mais baixos em larguras mais estreitas durante as estações mais quentes.

f) Processo Hidrológico: Syversen, (2005)[82] estudou a influência da largura da faixa vegetativa no escoamento superficial em zonas ripárias compostas por gramíneas e árvores, em solo classificado como argila sedimentada e silte argiloso. O procedimento metodológico envolveu a simulação experimental, natural e análises físico-químicas. O autor concluiu que a eficiência de remoção, para ambos os experimentos de escoamento simulados e naturais, variou de 60 a 89% para o fósforo total, de 37 a 81% para o nitrogênio total e de 81 a 91% para

Categoria Funcional	Largura da VR (m)	Declividades (%)
Escoamento Superficial	5 à 10m	Não há dados.
Filtragem de sedimentos	4,4 à 52m	35, 50 e 70; e 5, 11 e 16.
Conservação de espécies	15 à 175m	Não há dados.
Poluição difusa	4,2 à 200m	3 e 5; 5, 11 e 16; 8, entre 0 e 45; 54.
Filtragem de nutrientes (NPK)	2,8 à 280m	35 e 40; 10; 4; 0,5; 5, 11 e 16; 3, 5; 2; 15;

Tabela 2.1: Comparativo das larguras encontradas em cada uma das categorias funcionais juntamente com as declividades.

particulados. A menor largura mostrou-se significativamente menos eficiente para fósforo total, nitrogênio total e sólidos solúveis. Na Tabela 2.1 apresentam-se compilados todos os resultados obtidos nos artigos revisados.

2.3.2 Resultados e Discussão: análise individualizada das categorias funcionais

As funções desempenhadas pelas zonas ripárias são de extrema importância para a conservação dos recursos hídricos, a preservação de espécies vegetais e animais, manutenção dos fatores abióticos dos ecossistemas e também dos processos hidrológicos, em especial no que se refere ao escoamento superficial. Desta forma, ações que promovam uma eficiente preservação da qualidade e quantidade dessas áreas, constituem uma necessidade crescente na atualidade. Ações de comando-controle, como a implementação de normas legais, são um dos instrumentos que levam ao não desmatamento dessas áreas. Para garantir que a legislação esteja propondo normas que sejam efetivas na preservação, é indispensável o embasamento técnico com o suporte de pesquisas científicas. Neste artigo foram criteriosamente selecionados trabalhos que pesquisaram a largura da VR e posteriormente agrupados em 6 categorias funcionais diferentes. As larguras que demonstraram eficiência podem variar bastante de acordo com a função desempenhada, iniciando com 3,8m e chegando a 280m de largura.

Acerca do escoamento superficial (5 à 10m), verifica-se que o sistema radicular da vegetação e a quantidade de chuvas possuem papel determinante no processo de diminuição da quantidade e da velocidade da água que possa escoar tanto superficialmente quanto subsuperficialmente. Segundo Syversen[82], as zonas ripárias podem ser mais eficazes durante o verão, devido à maior densidade da vegetação aumentando a absorção e adsorção de nutrientes na vegetação e no solo, e diminuindo a intensidade de escoamento superficial. Entretanto, o baixo escoamento também pode causar descolamento e erosão seletiva de partículas finas. Já o escoamento superficial elevado e a erosão, podem causar descolamento de partículas grossas. Destaca-se que a captura eficiente de partículas pela VR pode estar diretamente ligada ao tamanho de partícula [29]; as partículas maiores são mais facilmente presas que as menores, estas por sua vez, podem ligar-se com mais facilidade aos nutrientes. A filtragem de sedimentos é

uma função muito importante para a manutenção das características naturais do corpo hídrico e da qualidade da água, impedindo a erosão e o desbarrancamento do solo das margens dos rios e também que resíduos de atividades antrópicas possam vir a degradar o ambiente aquático. A largura a ser preservada variou de 4,6 a 52 m e, de acordo com Hann e colaboradores[29], o aprisionamento de sedimentos é inversamente proporcional à inclinação. Além disso, o nivelamento gera agregados de solo mais instáveis que em áreas não niveladas [48].

Para a conservação de fatores abióticos (5 a 108m), a variação é ainda maior, haja vista que, estes também podem ser bem diferentes, dependendo do ecossistema pesquisado. Por exemplo, a temperatura pode variar muito de climas temperados e subtropicais, assim como o regime de chuvas, a temperatura do vento, entre outros fatores. Isso pode ser um indício para explicar a variável estimativa do parâmetro em questão. Nos trabalhos citados, observa-se que estes foram desenvolvidos em regiões diferentes, envolvendo espécies vegetais distintas, embora a metodologia empregada seja baseada em estudos de campo. Tais fatores devem ser analisados para compreender a variação da largura obtida nas pesquisas.

Na conservação de espécies (15 a 175m), observa-se que a metodologia empregada, apesar de ser predominantemente com pesquisas à campo e levantamento de espécies, também utilizou outras ferramentas, como SIG e outros softwares. Os sete trabalhos citados foram desenvolvidos em diferentes regiões e tiveram como objeto de pesquisa a riqueza e/ou abundância de espécies aquáticas e terrestres, invertebrados (*Coleópteros*) e aves, répteis e mamíferos. Cockle e Richardson[8] destacam que as áreas ripárias parecem ser úteis na diminuição dos impactos de curto prazo, causados pelo corte raso de madeira sobre as comunidades de pequenos mamíferos, embora elas não eliminem esses impactos completamente. A ampla diversidade biológica justifica a variedade de habitats e nichos ecológicos e podem explicar a variedade da largura de VR compreendida como de maior eficiência na conservação de espécies animais e vegetais.

A poluição difusa é oriunda das mais diversas atividades antrópicas como: a construção de empreendimentos como estradas, pontes, moradias, criação de animais, agricultura, transportes de produtos e pessoas. A tamanha variação de faixa ripária (4,2 a 200m) pode ser em decorrência da grande variedade de atividades antrópicas existentes, sendo fontes dos mais variados impactos e poluentes, necessitando de larguras distintas para a sua mitigação. No caso da poluição proveniente da agricultura, que gera degradação das águas superficiais, afetando não só o consumo humano, mas também as outras formas de vida, Ohlinger e Schulz[64] afirmam que o fator determinante para reduzir a entrada de agrotóxicos em águas superficiais é mais uma vez a distância entre a extremidade do campo e a fronteira do corpo hídrico, ou seja, a largura da faixa de VR. Nos seis trabalhos apontados, produzidos de 1986 até 2011, verificou-se que a metodologia empregada, fator que pode ser relevante para os resultados obtidos, variou ainda mais que na categoria de conservação de espécies: experimentos a campo, simulações laboratoriais, modelagem matemática, SIG, modelos hidrológicos, equações de regressão. Fatores como tipo, densidade e altura de vegetação também foram diversificados, indo de gramíneas até árvores

com biomassa vegetal densa, solos (argilosos, arenosos e siltosos) e declividades diferentes.

A remoção de nutrientes (3,8 a 280m) constituiu a categoria com largura mais variável entre as demais analisadas neste estudo. Possivelmente, os motivos que explicam tamanha variação nos resultados são semelhantes aos anteriores, embora os nutrientes venham quase que unicamente de atividades da agricultura (N, P, K) e não de várias outras atividades antrópicas como a poluição difusa. Os oito trabalhos pesquisados foram desenvolvidos em diferentes regiões do mundo e contemplaram ecossistemas variados, com isso, fatores bióticos e abióticos também são variáveis segundo Chang e colaboradores[5], a eficiência de uma faixa tampão na captura de poluentes depende da sua localização e do seu *design*. O excesso de nutrientes no corpo hídrico leva ao processo de eutrofização, (aumento de matéria orgânica e diminuição de oxigênio), comprometendo a biota aquática, por isso, o excesso de nutrientes pode ser entendido como uma forma de poluição. A vegetação tem função indispensável no aumento da capacidade de infiltração de água no solo, favorecendo o abastecimento de lençóis freáticos, evitando o assoreamento dos corpos hídricos e a erosão do solo, seja eólica ou fluvial. A manutenção de água nas camadas superficiais e subsuperficiais do solo é de suma importância, inclusive para a agricultura, porque diminui a necessidade de irrigação, já que a água fica retida nas camadas do solo, além é claro de corroborar para a manutenção do regime hídrico. Segundo Randhir e Ekness[70], as dimensões longitudinais e laterais das faixas vegetativas são gradientes de ecossistemas críticos no manejo do ecossistema ripário. Por isso, considerar a preservação de dimensões que sejam efetivas na preservação dessas áreas é de suma importância para o equilíbrio dinâmico do meio natural. Ainda segundo o autor, os tipos de usos da terra nos vários trechos da bacia podem ter impactos significativos e dinâmicos na carga total de sedimentos no rio, como também, o impacto do uso da terra no curso inferior pode ser maior que nos trechos a montante da bacia. Fatores antrópicos, como a urbanização, aumentam a carga de sedimentos e têm uma influência cumulativa no sistema de bacia hidrográfica.

Os resultados sugerem que a conservação da água, tanto em aspectos qualitativos como quantitativos, depende da manutenção das características naturais do ecossistema ripário, e está diretamente relacionada com a preservação efetiva em largura suficiente da vegetação nas margens dos corpos hídricos [64]. Larguras diferentes, encostas, espécies vegetais diversas e características do fluxo podem influenciar a eficiência de captura de poluentes em faixas ripárias de proteção [64]. Várias pesquisas têm indicado que a largura da VR é proporcional à sua eficiência na captura de poluentes [89][91][49], enquanto que a eficiência em reduzir a difusão de substâncias oriundas de pulverizações agrícolas, é influenciado, principalmente, pelas características da VR, como a densidade e altura da vegetação [83]. Lazzaro e colaboradores[42], verificaram que a densidade de vegetação pode ser uma medida adequada para estimar a eficiência de redução de poluentes pulverizados nas áreas de entorno. Analisando não somente as funções da largura da VR, mas de forma mais ampla, relacionando-as aos ecossistemas ripários (inter-relação dinâmica do solo, água e vegetação da área), há também o conceito de serviços dos ecossistemas (funções prestadas pelos ecossistemas como o sequestro de carbono,

manutenção da qualidade do ar e outros). Randhir e Ekness[70], afirmam ainda que, os essas áreas desempenham um papel vital na prestação de serviços dos ecossistemas, incluindo suporte de habitats e proteção da qualidade da água. Quando presente entre campos agrícolas e rios, a VR é amplamente utilizada na restauração ecológica para reduzir a poluição difusa da agricultura e melhorar a qualidade da água [46] [18][66] constituindo, novamente, importantes serviços ecossistêmicos. Outros estudos demonstram que as faixas de VR podem diminuir a carga de sedimentos, nutrientes e outros poluentes no escoamento por terra de campos e estradas [51][12][75][92], fornece proteção contra poluentes emitidos localmente e água poluída à montante do rio [5]. Portanto, a implementação de faixas de proteção deve ser de alta prioridade para qualquer equipe de gestão de recursos hídricos.

2.3.3 Análise integrada das categorias funcionais

A importância de pesquisas que levem ao aprofundamento do tema torna-se evidente quando se percebe a grande relação sinérgica e indissociável existente entre os três meios: água, solo e planta. Notoriamente ao analisar essa relação percebe-se que cada qual é indispensável para os demais no processo de conservação da natureza. Ou seja, o vegetal não sobrevive sem solo adequado e água em quantidade e qualidade necessárias. O solo, sem a presença de plantas torna-se compactado, passível de assoreamento e infértil, já a água sem a presença de plantas tem dificuldade de infiltrar no solo, reabastecer os lençóis freáticos e quando em solo exposto, perde qualidade devido aos processos erosivos [48]. Dessa forma, os três meios, em separado, formam distintos ecossistemas: ecossistema aquático, ecossistema vegetal e ecossistema terrestre e todos eles são indispensáveis para prestação dos serviços ecossistêmicos, já sistemicamente analisando, conforme o trabalho de Randhir e Ekness o ecossistema ripário é muito importante enquanto habitat [70]. Em cada um deles vivem espécies diferentes e exclusivas, e também, aquelas com nicho ecológico em dois ou até mesmo nos três ecossistemas. O mutualismo que compõe esse tripé é com certeza um fator que sustenta a vida no Planeta.

Como exemplos dessas importantes relações intra, interespecíficas e ainda entre distintos componentes do meio, podem ser citados: os anfíbios, táxon que evolutivamente ainda não conquistou totalmente o ecossistema terrestre necessitando, obrigatoriamente no estágio inicial, do ambiente aquático para depois completar seu ciclo de vida em ambiente terrestre; as epífitas que unicamente utilizam o ecossistema vegetal para abrigo e captação de luz solar sem parasitá-lo; a Classe *Insecta* que em fase larval é, geralmente, aquática, em seguida passam a maior fase do ciclo de vida voando, ou como abelhas que irão executar funções do nicho ecológico em ambiente terrestre. Portanto, é indiscutível a necessidade de desenvolver alternativas capazes de preservar a água, o solo e a vegetação, como também a relação entre eles. Reputando ao que foi discutido até o momento, cogita-se que ações que não abrangem os três meios de forma interligada podem ser ineficazes, devido à grande sinergia ecológica entre os mesmos. Há uma relação

de interferência contínua entre os componentes bióticos e abióticos dos ecossistemas, razão que determina a elevada biodiversidade e capacidade de resiliência do Planeta. Como exemplo, quando um nutriente (nitrogênio, fósforo) é disposto em um rio em quantidade elevada, ele se torna poluente porque tem a capacidade de diminuir a quantidade de oxigênio dissolvido pela eutrofização gerada, necessitando de certo tempo até a recuperação do rio. As raízes da vegetação ripária irão absorver o poluente inclusive por processos de interceptação[42] e esse tempo de recuperação será diminuído, se houver grande número de espécimes esse tempo será ainda menor, e se houver espécies animais que suportam viver em baixo nível de oxigênio dissolvido, elas também absorverão e contribuirão para a diminuição do tempo. Entretanto, se houver espécies que não toleram o baixo índice de oxigênio dissolvido, elas irão morrer e o organismo em decomposição irá interferir na recuperação do rio levando a um aumento do tempo de depuração dos poluentes, devido ao aumento de matéria orgânica, e se, o solo estiver assoreado, o tempo de recuperação aumentará pela ausência de vegetação.

Dessa forma, sugere-se que a resiliência dos recursos naturais bióticos é influenciada por esses componentes e também pelos componentes abióticos, estes em pesquisas realizadas por [71][72][17][56]. Há um processo de extinção natural dos seres vivos, e que não interfere no equilíbrio ecológico do Planeta, porque para a execução das funções dos seres vivos extintos há o surgimento de novas espécies, seja pelo processo de especiação oriunda de separação geográfica ou de mutações, e principalmente há também a adaptação de outras espécies fazendo com que o nicho ecológico seja alterado e o ecossistema permaneça em equilíbrio. Mas quando a extinção de espécies ocorre em ritmo acima da capacidade de especiação ou adaptação, inicia-se o processo de desequilíbrio ecológico levando a perda da qualidade ambiental, diminuição dos recursos naturais e vários outros malefícios para o Planeta e para o *Homo sapiens*. Uma das sugestões deste manuscrito é a utilização de ferramentas de pesquisa que possam considerar muitas variáveis na pesquisa e no planejamento de ações de conservação e preservação ambiental. Por exemplo, as ações para conservação vegetal precisam considerar a relação fitosociológica e fitofisionômica, ou seja, as particularidades das espécies, a relação existente entre as mesmas dentro da ecologia de paisagem. Dessa forma, algumas das características do solo necessárias para propiciar esses atributos são: o comprimento radicular dos vegetais, profundidade do lençol freático, características nutricionais do solo, entre outras.

As características da VR, por se tratar também de um ecótono, são importantes para a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e em consequência da capacidade de metabolizar os poluentes antrópicos e sedimentos conforme observado nos resultados dos trabalhos de [51][12][75][92], que até então inevitavelmente, acabam sendo dispostos em um corpo hídrico, como destinação final. Reunir o maior número de fatores e de variáveis naturais dos três meios, independente da metodologia a ser aplicada na pesquisa, pois na natureza não é possível dissociar esses fatores, nem a interferência entre eles, exige maior planejamento e possivelmente pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento. Quanto à abordagem metodológica na investigação do tema, o uso da Inteligência Artificial pode ser muito promissor por ser uma

ferramenta que permite o aprendizado e a generalização das informações/dados/variáveis relacionados à pesquisa. Dessa forma, uma vez aprendido o mecanismo de interrelação das variáveis da área de estudo, é possível generalizar os resultados para outros ecossistemas considerando as próprias características de cada região.

A modelagem de sistemas naturais, embora muito usada em pesquisas dessa natureza, pode não representar fielmente os fenômenos e/ou relações ecossistêmicas, porque um dos processos metodológicos consiste na discretização da bacia hidrográfica. A discretização pode simplificar demasiadamente esses fenômenos fazendo com que ocorram interpretações errôneas e comprometendo a aplicabilidade e eficácia dos resultados. A construção de modelos empíricos pode ser uma alternativa para gerar dados que possam ser usados diretamente ou implementados em outras ferramentas metodológicas.

Uma sugestão viável é que seja utilizada uma combinação de metodologias distintas (como as citadas acima, e/ou outras também) em pesquisas para estimar larguras ótimas na eficiência de ecossistemas ripários, possibilitando obter resultados mais precisos e aplicáveis, contribuindo sobremaneira para a sustentabilidade dos sistemas naturais.

Relacionando os resultados encontrados, nos trabalhos citados, às normas da legislação brasileira, verifica-se que são os mesmos são bastante distintos. Enquanto nos trabalhos pesquisados os resultados variaram de 3,8 até 280m, a variação proposta por lei é de 30 até 500m (exposta na seção 2.1.2 do manuscrito) para os cursos d'água que tenham largura superior a 600m, (o caso de 600m, ocorre em Bacias Hidrográficas de grande extensão territorial e grande vazão, o que não é característica típica do estado gaúcho). Comparando ambas as esferas, a científica e a legal, percebe-se que em alguns casos, é possível que a largura a ser preservada supere a necessidade da bacia hidrográfica, enquanto em outros casos, essa largura preservada seja insuficiente, tornando-se, portanto, indispensável a necessidade de estudos prévios à implantação de APPs. Contudo, muito embora em algumas Bacias Hidrográficas a largura vegetativa imposta pelas normas jurídicas, supra a necessidade real, o que se verifica é uma crescente degradação dos recursos hídricos. Tal fato sugere que, embora haja a obrigatoriedade legal, talvez esta, não seja cumprida, ou ainda, as APPs preservadas estão tão degradadas a ponto de não conseguirem executar as suas funções de forma eficiente, indicando assim, perda da qualidade ambiental.

2.4 Considerações finais

Neste trabalho foram sistematizados 37 trabalhos científicos publicados entre os anos de 1965 a 2014, que pesquisaram especificamente sobre a eficiência de diferentes larguras de Vegetação Ripária (VR), gerando informações que poderão ser implementadas em novas pesquisas sobre Zonas Ripárias.

A maior parte dos artigos pesquisados avaliou a eficiência de faixas ripárias sob o aspecto

da redução de nutrientes, em virtude de que as causas mais frequentes de contaminação dos rios são as fontes dispersas de poluição: fósforo, nitrogênio, potássio e outros elementos. Sendo a remoção de nutrientes a categoria que apresentou maior variabilidade na larguras ripárias 3,8 até 280m e também variabilidade nos procedimentos metodológicos utilizados, e este pode ser um dos fatores que influenciaram a variação das larguras estimadas.

Outra observação relevante é que não devem ser feitas conclusões fundamentadas apenas quantitativamente, mas também qualitativamente, pois em sistemas bióticos as relações diretamente proporcionais simplificam muito as inter-relações que ocorrem, possibilitando equívocos, como também ações de conservação/preservação que não abrangem os três meios (água, solo, vegetação) de forma interconectada podem ser ineficazes, devido à grande sinergia ecológica existente entre os mesmos.

Em relação às atividades antrópicas, as alterações do uso e ocupação do solo no entorno da Bacia Hidrográfica podem interferir no processo de resiliência do ecossistema gerando a necessidade de larguras ripárias mais extensas. Não somente a largura vegetativa, mas as condições ambientais da vegetação que a compõe são importantes para a funcionalidade da zona ripária.

A largura mínima recomendada pela legislação pode não ser suficiente para as necessidades dos ecossistemas ripários, uma vez que, a eficiência de uma faixa tampão na captura de poluentes depende da sua localização e do seu *design*. Muitas espécies animais dependem dos ecossistemas ripários para habitat e nicho ecológico. Também não existe um valor máximo de largura vegetativa, mas um mínimo que pode ser o fator limitante no desempenho das suas funções.

Portanto, são três os possíveis problemas: larguras vegetativas insuficientes para o desempenho adequado, o não cumprimento da legislação e APPs em estados de degradação ambiental impossibilitando a sua *performance* de maneira esperada.

Sugerem-se como pesquisas futuras sobre a temática: (1) Fazer avaliações sobre a capacidade de retenção da VR e demais características citadas neste manuscrito. (2) Monitorar mudanças nos níveis de poluição para verificar se as ações implementadas são realmente eficientes. (3) Estudos de longo prazo para determinar a capacidade de resiliência do ecossistema ripário podem ser muito importantes na obtenção de dados que elucidem a complexidade das inter-relações que ocorrem nesse meio. Considera-se importante designar um conjunto de experimentos-de-base e realizá-lo em várias bacias hidrográficas a fim de comparar as diferenças nos dados existentes em distintos ecossistemas para implementá-los com mais veracidade, seja em planos de controle ou prevenção de poluição, zoneamentos ou pesquisas acadêmicas. Recomenda-se as seguintes investigações: declividades média, mínima e máxima, oxigênio dissolvido, densidade e tipo de vegetação, largura do corpo hídrico e da ZR, velocidade e vazão do rio, principais espécies bentônicas existentes, uso e ocupação do solo no entorno, quantidade de nitrato e de sedimentos do fundo, estádios sucessionais da vegetação, condutividade hidráulica do solo. Estimar larguras de APP que possam efetivamente contribuir para a conservação

e/preservação do tripé água, solo e vegetação, tanto de forma dissociada quanto indissociada é uma necessidade real e iminente para o desenvolvimento da ciência da sustentabilidade.

3 Artificial neural network ensembles and the design of performance-oriented riparian buffer strips for the filtering of nitrogen in agricultural catchments

Abstract

The design of riparian buffer strips (RBS) with adequate width to consistently serve conservation purposes is discussed. From the diverse ecological functions of RBS, we concentrate on the filtering of agrochemicals, more specifically nitrogen loads due to uphill agriculture activity. In view of the numerous parameters that influence the RBS filtering properties, we propose and discuss a methodology to design RBSs as a function of desired filtering properties. We use experimental data from previous studies on mean nitrogen influent, filtering efficiency, soil type, vegetation density and mean RBS width to systematically train, validate and test about 6,000 artificial neural networks (ANNs) of diverse architectures. The data from the original dataset are resampled using bootstrapping in order to provide a hundred training sets aimed at reducing the influence of stochastic variations on the network outputs. We then select an artificial neural network ensemble (ANNE) with the ANNs with best performances to compose an ensemble which will deliver an estimate of RBS width when presented with unseen input data from the watershed. The entire process is implemented and performed in open source software platforms such as GRASS SIG 7.0 and SCILAB 5.5.2, as a means of allowing wide and unrestricted usage. The relatively low values of test errors indicate that the neural networks retained relevant elements from the functional dependence between the input and output data. We illustrate the application of the proposed methodology by presenting the study of the RBS from the Ligeiro River watershed, an important catchment in southern Brazil characterized by water use conflicts. The results from the ANNE indicate that the existing buffer vegetation width is insufficient for filtering purposes and that the buffer width proposed in the Brazilian environmental law is about 40% below the value advocated by the specialized ANNE for most sub-basins of the watershed, thus revealing that the maintenance quality of water supply for this catchment might be at risk from the viewpoint of nutrient filtering.

3.1 Introduction

The Riparian Buffer Strips (RBS) are an important for the conservation of species and habitats, water courses, water quality and quantity [69, 53, 1, 11, 52, 82, 73]. It is well established that RBSs accomplish a number of essential conservation functions, such as filtering of surface and subsurface flow, mitigation of erosion in water bodies, improving microclimate, trapping suspending sediments, adhering and assimilating nutrients, binding dissolved pesticides, among others [53, 11]. The contamination of water by nutrients from agriculture croplands is of special

concern since chemical inputs occur systematically along the years, thus having a cumulative effects. We turned our attention to nitrogen, whose presence nearby water bodies can severely affect water quality [1]. Nitrates are a major concern due to their intensive application as fertilizers in agriculture croplands. Nitrate solubility makes it particularly prone to be transported by ground water flow. The importance of vegetation resides in the plant uptake and storage of nitrogen, which reduces nitrogen concentration in the discharge flow. This reinforces the need for efficiently designed RBS to protect water bodies from uphill agriculture activity.

On the one hand, they will depend on what ecological services to be accomplished and conservation demands to be met. On the other hand, they will depend on the nature and intensity of human activity near the water bodies. Although from a conservation viewpoint the optimal RBS would be a wide area of untouched vegetation, there are economical and social needs that must also be met by means of land use. The risk of the intensive application of fertilizers, herbicides and pesticides in the surroundings of water bodies can be reduced as we take advantage of the filtering capabilities of riparian buffer strips [1]. This requires that buffer strips have sufficient width and vegetation density, such that they can handle the chemical load they are subjected to, since it is widely recognized that those are the variables most influent to filtering capabilities of RBSs. Nevertheless, the vast number of parameters that relate the biological, chemical, geological and physical properties of riparian buffer strips renders it rather difficult to unveil the relations between their characteristics and function. Discussions on the topic frequently make this difficulty clear [1, 67]. As a consequence, laws and management practices tend to be grounded on rather non-technical basis, thus increasing the potential harm to water bodies and water availability.

Although the functions and importance of RBS are widely acknowledged, it is somehow cumbersome to systematically establish what the adequate RBS features would be for a given stretch of river. Several models have been applied SWAT (Soil and Water Assessment Tool) to compare the effectiveness of buffer strips and contour strips, having concluded that the percentage of nitrate outflow decreases as the buffer strip increases and that the filtering effectiveness vs. area curve gets flatter as area increases, thus revealing a nonlinear relation between buffer strip width and filtering effectiveness [73]. In accordance with these results of [82] found by means of numerical simulation and experimentation that the specific retention per square meter is lower in buffer strips with 10 meters as compared to 5 meters, thus indicating that the initial area of the buffer strip does a more intensive filtering and that the curve of filtering effectiveness vs. buffer width does flatten as the buffer width increases. It was also found that a 10 meter buffer accomplishes significantly higher percent removal efficiency, which confirms previous results that nitrate outflow decreases as the buffer strip increases [82]. Another important result regarding ground water nitrate removal that seems to broadly apply is that narrow but continuous buffer strips are more effective than wider but intermittent ones of comparable area [11]. In [69], the author applies the detention-time model and the RBDE - Riparian Buffer Delineation Equation - to evaluate the effectiveness of nitrate removal in runoff under the assumption that

longer detention times contribute to reduce transport capacity. It was found that, although all buffer strips play a significant role in the conservation of water quality, their effectiveness is highly dependent on width. As the slope gradient and buffer width are the two most influential variables to buffer effectiveness in the filtration of runoff, the author concluded that buffer width is the single variable that can be more efficiently adjusted to improving buffer filtration effectiveness. . In this context, the question that we pose is *how to objectively and straightforwardly design a buffer strip that can accomplish desired goals while considering particular characteristics of a stretch of river or sub-basin?*

Towards a better understanding of the relations between characteristics and function of RBSs, the application of artificial intelligence techniques can be of value, since they are tailored to handle dense amount of data and learn from them. Take as examples the case studies of optical character recognition [54], web monitoring of medical home care devices [26], evolutionary strategy learning applied to game-playing [7], atmospheric sciences [24], among others, where neural networks have been successfully applied to problems involving considerable amounts of data and parameters. Within the scenario of buffer strip design, we argue that methods based on regression [1], for example, might not adequately capture the multidimensional functional dependence between characteristics and function of riparian buffer strips, thus leading to rather unclear results). On the other hand, methods based on modeling must deal with the fact that calibration and validation of experimental data to a given set of empirical equations commonly result in potentially inaccurate prediction models. Although they are useful for providing general insights into the phenomenon under study, the resulting outputs would often result in over/underestimates of little practical value. A better solution might be to apply a black-box modeling in which the model is to be defined as a function of its accuracy in relating input/output, as it is commonly the case for ANNs.

As a matter of fact, there are several applications in which Artificial Neural Network Ensembles - ANNEs - can outperform individual neural networks [60, 54, 7, 26, 41, 84]. The main reason is that, in principle, the output errors in a ensemble of independently trained ANNs tend to cancel out, thus enhancing the identification of the true functional properties of the phenomenon under study. In turn, the use of neural network ensembles is aimed at improving the output accuracy by averaging the outputs of a set of individual neural networks that are individually accurate and feature highly uncorrelated errors [60]. The resamples are aimed at providing distinct training sets thus reducing the stochastic variation of the random sampling that would be likely to occur with a single training data [84]. On the other hand, the different initial conditions is aimed at leading to distinct minima over the parameter space such that the search for better approximations and improved generalization capabilities is more far-reaching.

In this paper, we investigate the application of artificial neural network ensembles in the problem of estimating the required width of riparian buffer strips from its desired filtering properties. Particularly, we seek an estimation of the riparian buffer width as a function of vegetation type, soil type, nutrient concentration and filtering effectiveness. We trained, validated

and tested neural networks with six different architectures (input-hidden-output): 4-2-1 to 4-7-1 for a hundred resamples of the original dataset and ten random sets of initial weight and bias conditions for each architecture. On this basis, we propose a highly reproducible methodology for the application of ANNE to handle the mapping of such relations. We provide a systematic design-oriented account on the matter, aimed at enhancing and particularizing the process of establishing minimum configurations for RBS that will effectively accomplish their desired ecological conservation services.

3.2 Materials and methods

3.2.1 The Ligeiro River watershed

The Ligeiro River watershed is situated in the city of Erechim, Rio Grande do Sul state, Brazil, between $-27^{\circ} 39'$ and $-27^{\circ} 43'$ Latitude, and $-52^{\circ} 14'$ and $-52^{\circ} 18'$ Longitude. It is within the is within the Uruguai River basin, an important river for hydroelectric power generation. There are two main rivers in this watershed, the Ligeiro River and the Leãozinho River. The populations of Erechim city is around 101,752 inhabitants distributed in roughly 431 km^2 of territory area and a population density of $223.11 \text{ people/km}^2$ [13]. This city presents temperatures, during the warmest month (January), around 22° C with a maximum value of 36° C , whereas during the coldest month (June), the temperatures range between -3° C and 18° C . Rainfall is distributed throughout the year presenting a cumulative annual rainfall of 2210.6 mm .

The Ligeiro River watershed is 21.18 km^2 in area and its elevations above the sea level range from 661 m to 815 m . The terrain slopes vary between 0.02 and 0.22 and its valleys are V-shaped with hillslopes height ranging from 100 m to 200 m [14]. Soils throughout the watershed belong to the Latosol class, the most frequent class in Brazil territory. In a second sub-division class, soils are classified as Brown latosol based on the color of B horizon [22]. These soils constitute the largest class of territorial expression and agricultural potential of the country, being explored with various crops, reforestation and pasture [39].

The Ligeiro River watershed is located within a region of intense agricultural activity based on soybean and corn crops during the summer months, and wheat and oat crops during the winter months. This watershed is also used as main source for water supply of the city of Erechim. The conflict of water uses in the watershed is characterized chiefly by land use. This conflict becomes noticeable by means of the land use analysis, whereby 4.94 km^2 of the watershed area are identified as forests and 16.04 km^2 as crop lands. Current riparian vegetation area raises more concern upon the watershed water resource management. According to the Brazil's Forest Code of 2012, the watershed would have 2.10 km^2 in area of riparian vegetation (taking into account thirty meters along the river length and fifty meters around every head river), however, it is only 0.94 km^2 . Moreover, the watershed has been subject of drought events, which compromised the water supply. The company in charge of managing the water supply withdraws, in average, 220 ls^{-1} per day and during the periods of higher demand, 370 ls^{-1} . In

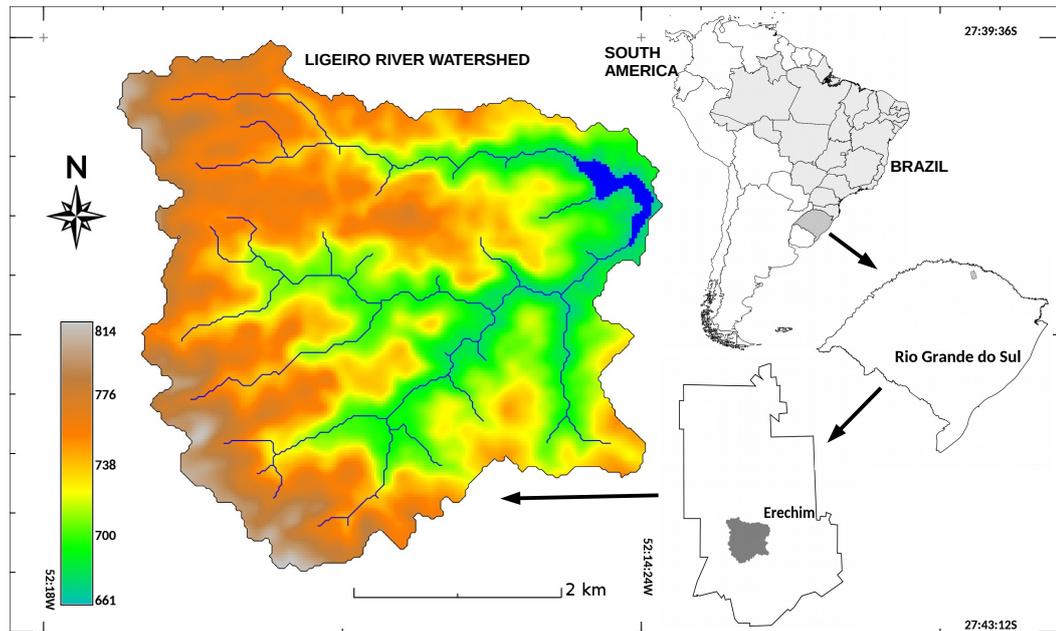


Figure 3.1: Location of the Ligeiro River watershed in Erechim, Brazil, and elevation map showing the drainage network and the water supply reservoir. Elevations in the watershed range from 661 to 815 meters.

order to supplement the water supply, the company also withdraws water from the underground through artesian wells.

Analysis of the last decade shows the occurrence of three major water shortages, 2005, 2009 and 2012. The frequency of this events poses challenges upon the watershed water management as the city population grows. Despite the watershed importance to the city of Erechim, this watershed has no monitoring of rainfall and river level gauge stations. The closest rainfall stations are located in nearby cities and the closest river level station is more than 100 km downstream. The elevation map of the watershed and the map of land use are shown in figures 3.1 and 3.2, respectively.

3.2.2 The data

Two datasets were used through the research: the first one is a complete dataset from the literature [1] with 39 records (MNI, MNE, RE, VCT, ST, BW) for training, validation and test of the ANNs; the second one is a result of the study of the watershed and it is composed of means of experimental data, satellite data imagery and empirical equations (MNI, VCT, ST), where RE is a design choice ($RE = 90\%$) and BW is an output. The second dataset was applied as input to the ANNE and served as basis for the resulting designed BW (Buffer Width) obtained as 165 output.

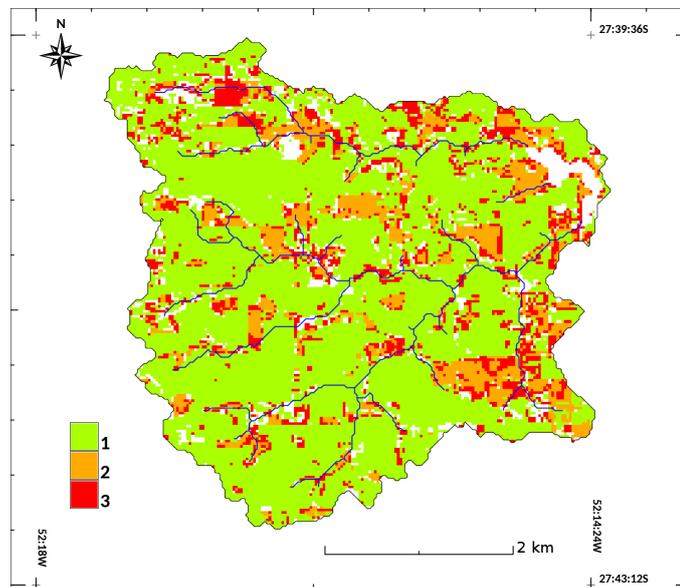


Figure 3.2: Map of land use of the Ligeiro River land use: (1) cropland, (2) intermediate-density vegetation - grass-forest, (3) dense vegetation - forest.

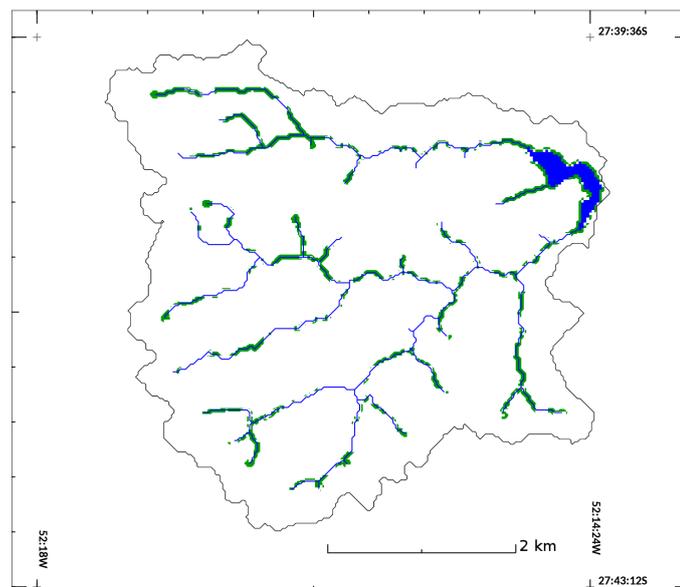


Figure 3.3: Current situation of the RBS in the Ligeiro River watershed: forest and grass-forest buffers are represented in green.

Parameters	Unit
MNI (mean nitrogen influent)	ppm
RE (removal effectiveness)	%
VCT (vegetative cover type)	mostly classified as grass, grass forest or forest
ST (soil type)	hydraulic conductivity of soil type
BW (buffer width)	meters

Tabela 3.1: Parameters used in the ANNs.

3.2.2.1 The training, validation and test data

The data used in this study were originally published in a number of independent studies which were collected and reproduced in a publication by the Environmental Protection Agency in reference[1]. The data consist of parameters presented on Table 3.1

The indicators RE, VCT, ST and BW are associated to the mitigation potential of non-point source nutrient pollution, which is mainly associated to upslope agriculture areas where losses of nitrates from fertilizers, herbicide and pesticide applications occur. From the dataset in ref. [1], we collected 39 complete records corresponding to nitrate and total nitrogen loads. To estimate the width of the RBS as a function of the attributes MNI, RE, VCT and ST data, we used these parameters as inputs to the network while BW is an output. The data were normalized to the interval $[(0, 1)]$ in order to fit the neuron activation function. Thus, the number of inputs to each ANN in the ensemble is given as $N_I = 4$ and the number of output is $N_O = 1$. Soil types were converted to their corresponding hydraulic conductivity coefficients based on experimental data from the literature [25]. Vegetation types, on their turn, were input as a density parameters belonging to the interval $[(0, 1)]$ according to levels of land use classification.

3.2.2.2 The application data

We used the open source software GRASS GIS 7.0 [28] to extract geomorphological information from the digital elevation model (DEM) [86, 87]. Using the *r.watershed* GRASS module we derived the watershed slopes, drainage directions (based on a multi flow direction algorithm), sub-basins and stream segments raster maps. The watershed was subdivided into 165 sub-basins according to a minimum sub-basin area threshold, which was set up in order to establish that every sub-basin is associated to at least one river reach, whereas the stream segments delineation was carried out through a calibrated channel initialization threshold, which defines where a river starts [59, 58]. The calibration processes was executed by means of comparison with the location of source spring headwater rivers identified by satellite images (30 meters of pixel resolution). The VCT data for the Ligeiro River watershed was obtained by means of image processing and *in loco* validation of a dozen key points. The Landsat 8 image (scene ID LC82220792014348LGN00) [81] downloaded and a land use classification was carried out. We applied a GRASS module which uses a cluster analysis algorithm for pixels

grouping. Therefore, we classified the watershed land use in 20 classes, then they were used to derive the following density parameters: 0.7 (forest), 0.5 (forest) and 0.3 (grass). Due to the absence of experimental data for the watershed, the MNI for each sub-basin was estimated on the basis characteristic nitrogen load from soybean croplands obtained [31]. It was assumed the contribution of each sub-basin scales with its cropland area and concentration equally along the length of the stretch of river it contributes to.

There are no hydrological data available for the the Ligeiro River watershed. In order to overcome this, data from a much larger area were acquired. Hydrological daily data were obtained from eight rainfall gauges and one level river gauge records, which are available for download on the National Agency of Water Resources (ANA) website [2]. The time series encompasses a period of 20 years. Data from the rainfall gauges were interpolated within the watershed using a Inverse Distance Squared Weighting (IDW) algorithm. A water balance calculation was carried out as a means to derive the evapotranspiration amounts in the watershed during the analyzed period. An average annual rainfall, evapotranspiration and runoff of 2210.6 mm, 1247.5 mm and 963.07 mm, respectively, were calculated. Further, since we are interested in the sub-superficial transport that takes place in the hillslopes, we regard the amount of precipitation which generates runoff. The MNI for the j th, $j = \text{each an of } 165$ sub-basin was then estimated as

$$MNI_j = \frac{1}{\mu} N_j^{basis} \cdot \frac{A_j^{cropland}}{L_j^{river}} \cdot \frac{1}{P_j^{runoff}} \quad (3.1)$$

where MNI_j (ppm) is the nitrogen load for the j th sub-basin, N_j^{basis} (kg/m^2) is the typical nitrogen load for the respective cropland, μ is the soil porosity, L_j^{river} (m) is the length of the river that receives contribution of the j th sub-basin, $A_j^{cropland}$ (m^2), P_j^{runoff} (Lm^{-2}) are precipitation, evapotranspiration and runoff in the catchment basin, respectively. Figure 3.4 illustrates the results obtained from the calculations of nitrate concentrations. Soil hydraulic conductivity for the Brown latosol soil class was collected from reference [25].

3.2.3 Artificial Neural Network Ensemble (ANNE): training, validation, test, selection and application

Each ANN was designed to have $N_I = 4$ inputs (MNI, RE, VCT, ST) and $N_O = 1$ output (BW). Thus, the 39 records were input in SCILAB 5.5.2 as a 39×5 matrix. The original dataset was resampled with substitution in order to generate $N = 100$ training sets to be used as training sets of the ANNs. The trained ANNS with best performance were then chosen to be part of the ANNE. The specialized ANNE was then applied in the study of the performance-oriented design of riparian buffer strips in the Ligeiro River watershed, considering a RE of 90%. The whole process is further detailed in what follows.

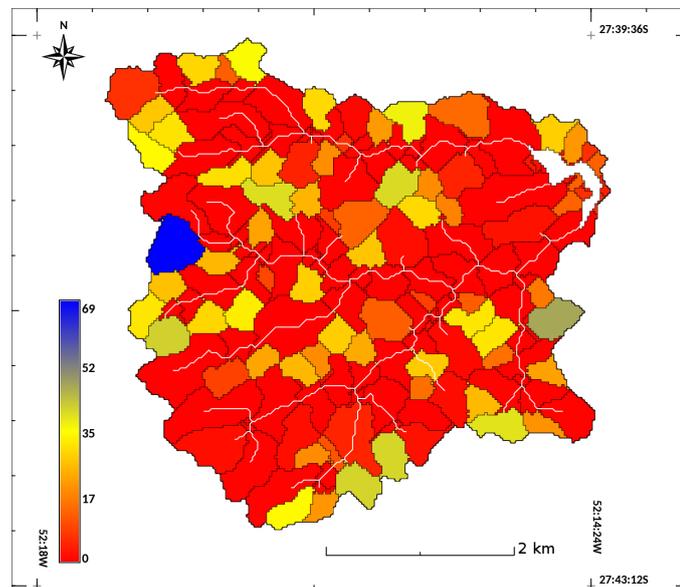


Figure 3.4: Estimated nitrogen load N_j ppm in each sub-basin, calculated on the basis of the characteristic nitrogen load in soybean croplands, sub-basin cropland area, sub-basin river stretch and the estimated infiltration of rainfall.

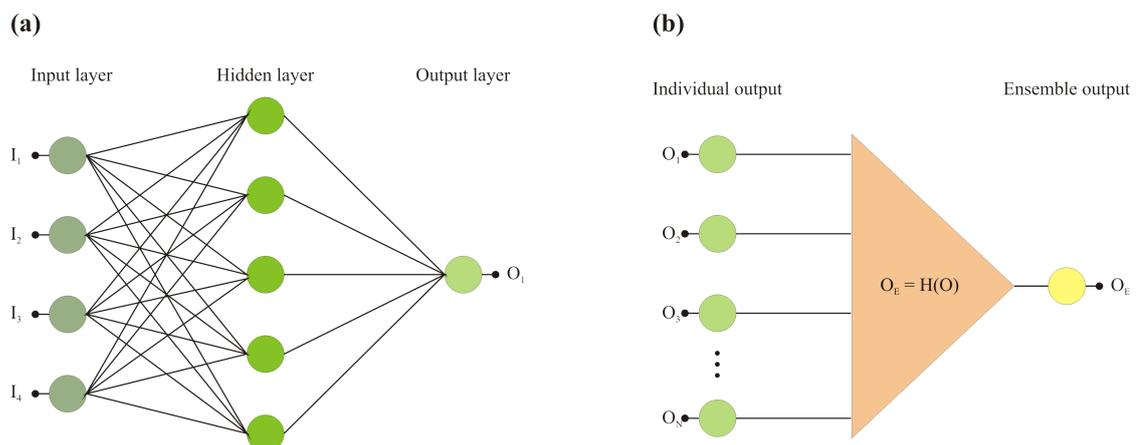


Figure 3.5: (a) Example of neural network architecture, Input-Hidden-Output relation as 4-5-1 (four input variables, five hidden nodes and one output variable). The network weights for each architecture are trained to reproduce the relationships between input and output variables; (b) Mapping from the single ANN outputs to the ensemble output: the ANNE congregates a number of individual ANNs and is aimed at enhancing the results by mitigating individual errors resulting from stochastic variations in the training samples.

3.2.3.1 Bootstrapping and preparation of the data

At first, $N = 100$ distinct training sets were obtained by resampling the original dataset S by means of Bootstrap Aggregation (also known as bagging) [41]. The random resampling with replacement resulted in sets T_i , $i = 1, 2, \dots, 100$, with $N_R = 39$ records, some of which occurring more than once, such that about 60 to 70% of the records were unique. The validation set, V_i was defined on the basis of the remaining records $S - T_i$ with the 30 to 40% of the records, i.e., about 7 records each.

3.2.3.2 Architecture, training and validation

The network architectures considered in the training process were obtained on the basis of the upper limit equations for the number of neurons in the hidden layer [61], The upper limit for the number of hidden layer neurons that ensures that the neural network is able to approximate any continuous function is given by $N_H \leq 2N_I + 1$ [61]. On the other hand, the relationship between the number of hidden neurons and training samples must also be taken into account to avoid overfitting, the upper limit to handle this criterion is given as $N_H \leq \frac{N_R}{N_I + 1}$. From these equations and considering $N_I = 4$, $N_R = 39$, we obtain $N_H \leq 9$ and $N_H \leq 7,8$ and thus we consider architectures featuring N_H in the range $2 \leq N_H \leq 7$ in order to satisfy both restrictions.

Thus, each T_i, V_i, B_i was used in the learning process of 6 distinct network architectures: 4-2-1 to 4-7-1, that is with 2, 3, ..., 7 hidden neurons (see figure 3.5-(a) for an example of a 4-5-1 architecture). The neuron activation function was chosen to be the logistic function, given in equation 3.2 (see ref. [35]).

$$\beta(x) = \frac{1}{1 + e^{-x}} \quad (3.2)$$

The training process started with the initialization of random values for the vector of network weights w and the presentation of each training sample to the network. For each training sample, the network would produce an output O which is compared to the desired output O_D by means of the error function

$$E = -\frac{1}{2} (O_D - O)^T (O_D - O) \quad (3.3)$$

The gradient descent method was iteratively used to update the weights of the neural network by incrementing them by

$$\Delta w(t) = -\alpha \frac{\partial E}{\partial w} \quad (3.4)$$

where α is the learning rate [35]. The output of the ensemble, O_E , to a given input sample, I_s , is given by the averaging of the summation of output of the selected networks, that is,

$$O_E(I_s) = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \bar{O}_j(I_s) \quad (3.5)$$

In practice, this represents that the output of each selected ANN is taken into account

with homogeneous weight in the formation of the judgement of the ensemble. The output of the ensemble is then calculated to each sub-basin of the Ligeiro River and it consists of a value of buffer width, in meters, computed as a function of the input parameters, as illustrated in figure 3.5-(b).

For each sample, each architecture was initialized 10 times with different initial weights and biases. This procedure is aimed at searching for different local minima over the parameter space and reducing trial-and-error fine tuning time. The training of each individual network was performed using the backpropagation algorithm, learning rate $\alpha = 0.7$ and with early stopping, in order to avoid overfitting (see ref. [35]), such that the training was allowed to reach at most 400 epochs. The procedure described in this subsection produced $100 \times 6 \times 10 = 6,000$ individual neural networks, from which the N best ones in error performance will compose the network ensemble.

3.2.3.3 Test and selection

The test was performed by evaluating the unseen inputs from the test sets with regard to the learned weights. We selected the n networks with best test error performances to be part of the ANNE, which we label \overline{O}_j $j = 1, \dots, n$. In this particular case, n was established on the basis of the number of individual ANNs that would produce test errors up to 0.35 or 35%, which is a reasonable margin in the context of buffer strip design. Following this criterion, the number of ANNs in the ensemble resulted to be $n = 10$.

3.2.3.4 Application of the ANNE

To illustrate the proposed methodology, we applied the ANNE to design a RBS to the Ligeiro River watershed. We established that the requirement of 90% filtering effectiveness as input. To evaluate vegetation density in the watershed, we apply land use classification in software GRASS GIS 7.0, as shown in figure 3.2. The input nitrogen load was calculated by means of equation 3.1. The soil hydraulic conductivity was taken as $14,6\text{cm/day}$, a typical value for the Bruno oxisol in the region of the watershed as described in the literature [25].

3.3 Results and discussion

3.3.1 The neural network ensemble

The training, validation and test of the ANNs took about two days to complete in a 8-core Xenon workstation. The results of the training and validation of two of the selected networks are shown in figure 3.7-(a) and figure 3.8-(a). The training errors monotonically decrease with the increase of epochs. This is not always the case of validation errors, which initially decrease to reach a minimum and tend to grow again. The point marked with an star (*) indicates the point of early stopping, from which the network parameters are collected. Both the validation and

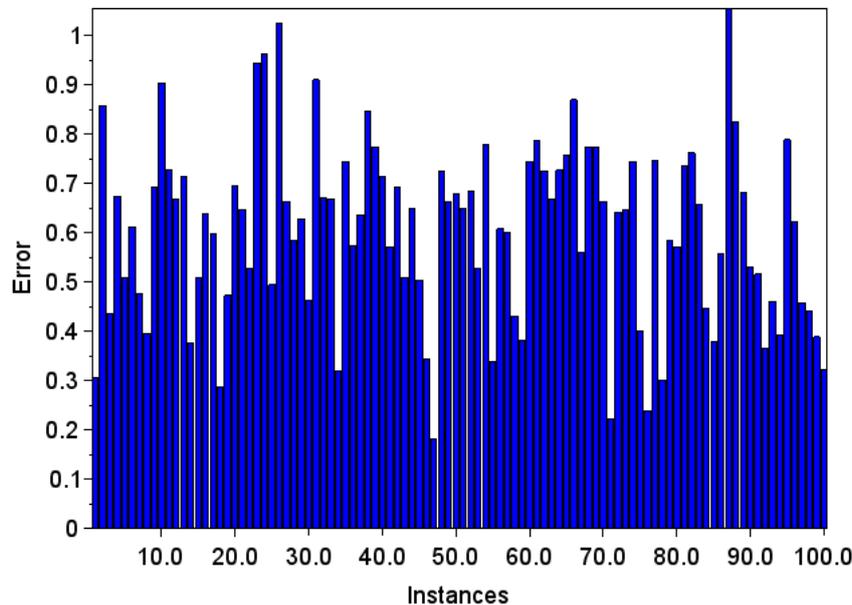


Figure 3.6: Norm of the test error vector for each of the 100 resamples of the original data set: the 10 instances with smallest test errors were selected as part of the ANNE.

training errors indicate that the individual ANNs did capture essential features of the functional dependence between buffer characteristics and function. Further details of the test and network architecture are presented in Table 3.2.

The test errors in figure 3.7-(b) and figure 3.8-(b) suggest that the errors are loosely correlated, which can be confirmed to all selected networks by means of correlation analysis. This means that the individual networks err differently and that individual errors will hopefully cancel out, at least in part, as we compute the ensemble output. As mentioned beforehand, this is highly desirable for it means that, somehow, the individual networks have different (and possibly complementary) learning backgrounds, which tends to increase the robustness of the ensemble output and avoid large errors and variance in the results. The training, validation and test results of the two individual networks with best test error performance are shown in figures 3.7 and 3.8.

Further evaluation was performed to compare the performance of the network ensemble against that of the individual networks by randomly picking records from the original database. Test results indicated that the neural network ensemble outperforms about 96% of the individual neural networks and considerably reduces the variance of the output errors relatively to individual networks. The results from training, validation and test indicated that individual ANNs can capture essential features of the problem in hand, thus encouraging its application to the design of performance-oriented riparian buffer strips.

Once trained, validated and tested, ANN ensembles could be readily applied in automated processes of estimating riparian buffer widths within entire catchment basins, on the basis of

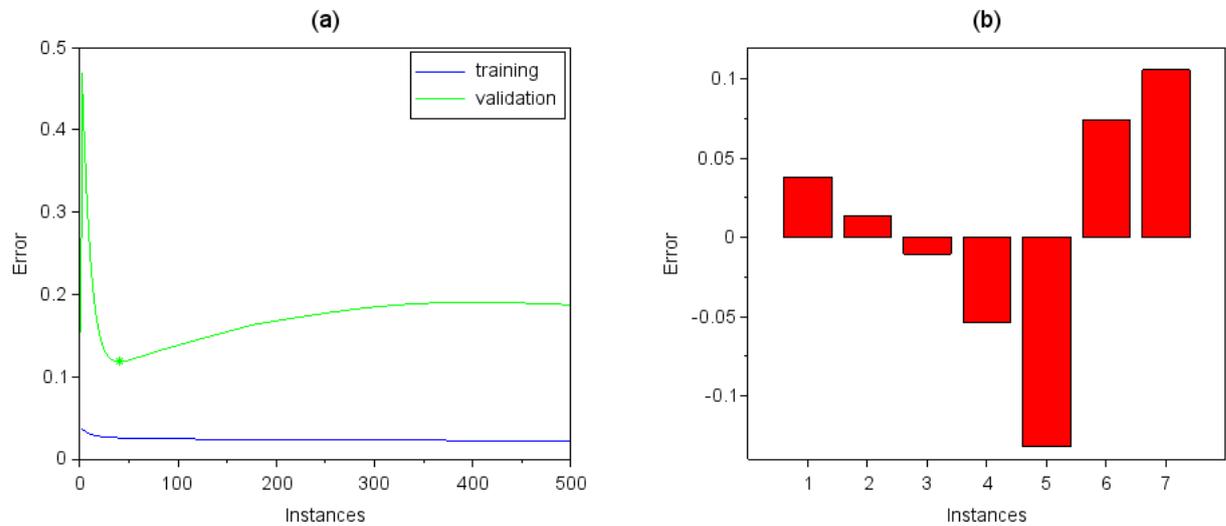


Figure 3.7: Training, validation and test of ANNs: (a) Training and validation. The parameters of the ANN are drawn from the minimum of the validation curve (marked with star); (b) Test carried out with unseen records. The errors between the desired output and the actual output are shown in the bar plot.

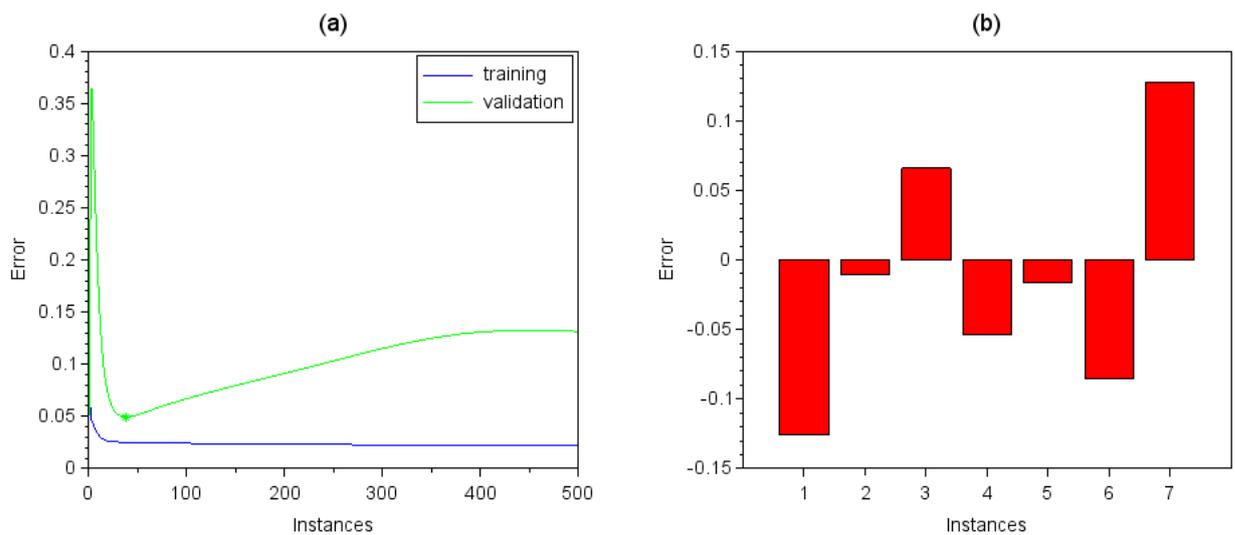


Figure 3.8: Training, validation and test of ANNs: (a) Training and validation. The parameters of the ANN are drawn from the minimum of the validation curve (marked with star); (b) Test carried out with unseen records. The errors between the desired output and the actual output are shown in the bar plot.

Resample Number	Test error norm	Number of neurons in the hidden layer
47	0.18	6
71	0.22	5
7	0.24	7
18	0.29	7
78	0.30	6
1	0.31	7
34	0.32	6
100	0.32	3
55	0.33	3
46	0.34	7

Table 3.2: Training log for the best performing ANNs: the results show that several distinct network architectures were selected for the ensemble, most of them with N_H belonging to the upper half of the interval (2, 7), thus indicating that the relationship was captured more effectively by larger ANNs.

desired filtering properties and accessible parameters. As a matter of fact, the very same process can be used in the evaluation of a number of different conservation processes of relevance.

3.3.2 Performance-oriented design of RBSs

The ANNE response for the required buffer width in each of the 165 sub-basins is presented in figure 3.9. Notably, buffer widths presented values distinguished in classes, despite the variability in the mean nitrogen influent for each sub-basin. A somewhat similar behavior was observed in reference [53], as the output of nitrogen and phosphorus into streams was comparably low despite the different input load. This illustrates the fact that the uphill part of the buffer vegetation retains a larger share of the nutrients, since the specific removal per meter is reported to decrease downhill. It is worth noting that the largest width value from the ANNE response, about 47 meters, is rather close to the 50 – 60 meter range indicated by the authors in [53]. In fact, the variability in ANNE buffer width was observed to depend more heavily upon the vegetation cover type (CT) and desired removal effectiveness (RE). Regarding CT, it was observed in [53] that higher nitrogen uptake observed in younger vegetation makes it more effective in nitrogen removal. This agrees with the results of the ANNE, since it was observed that grass-forest regions were identified as the areas less demanding of buffer width for the same filtering effectiveness. From the training, validation and test, it was observed that the ANNs, and thus the ANNE, could capture the effect of CT.

The resulting values of buffer width obtained as output of the ANNE are printed in the watershed map in figure 3.10. Note from figure 3.10 that the larger values of buffer width are located along the river, which might be read as an indication of the major importance of continuous buffer strips along the water bodies to enhance the conservation potential of the vegetation [11]. As a result, the total vegetated area demanded by the specialized ANNE for the filtering of 90% of the nitrogen in the watershed amounts $2,91 \text{ km}^2$, well above the current

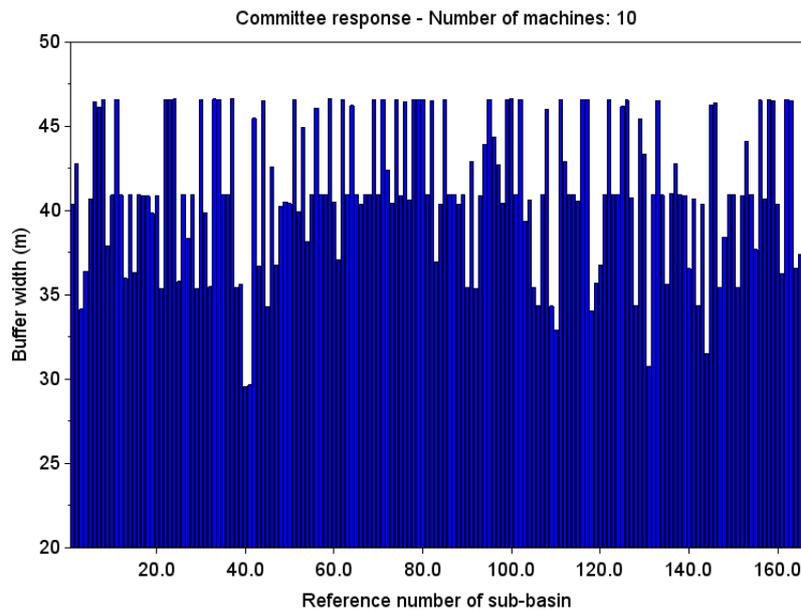


Figure 3.9: ANNE response per sub-basin: the minimum required buffer width was about 30m, which does not agree with the current legislation. However, most values are well above that value, reaching between 40 ~ 45m for most sub-basins, as shown in figure 3.10.

vegetated area and even above the legal demand. As we consider the current buffer situation presented in figure 3.3 and compare to the output of the ANNE, one obtains a picture of the RBS deficit, as presented in figure 3.12. Indeed, the results indicate that there is a major area of missing vegetation that amounts to $1,97 \text{ km}^2$. An important and interesting fact is that the area of missing vegetation according to the specialized ANNE is considerably larger ($+0,81 \text{ km}^2$) than would be required by the current environmental law in Brazil ($1,16 \text{ km}^2$). This places the question: *are the legal requisites on riparian buffer strips effective guidelines for conservation purposes?* The answer to this question, of course, depends on what the criteria on conservation are. We would speculate that the answer would be negative if the criteria were defined as the filtering of 90% or more of the mean nitrogen influent (MNI). As further dimensions of conservation practice are considered (protection of species and river banks, stabilization of water temperature, and others), we speculate further that the current environmental law could eventually be thought ineffective in view further scientific investigation of the issue.

Considering the process and the results presented in this paper, we argue that the application of Artificial Neural Network Ensembles to the design of riparian buffer strips with desirable nitrogen filtering properties can provide a number of advantages. First, it was observed that the design process was objective and straightforward: once the codes were written, debugged and tested, the design process would require no expert knowledge on Neural Networks whatsoever. Combined with a friendly user interface, the process can be widely and straightforwardly reproduced to cover entirely different watersheds at the cost of collecting input data and running calculations for a couple days. Second, we remark that the estimation is solely based on mea-

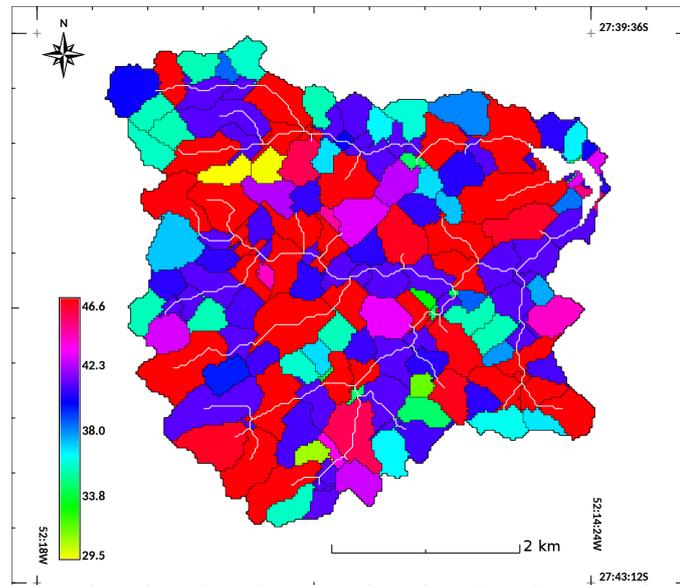


Figure 3.10: ANNE output showing the required width of vegetated riparian buffer for each sub-basin within the Ligeiro River watershed: the comparison of ANNE outputs and the current situation covered in figure 3.3 show a considerable deficit of vegetation all along the watershed. This fact is further illustrated in figure 3.12.

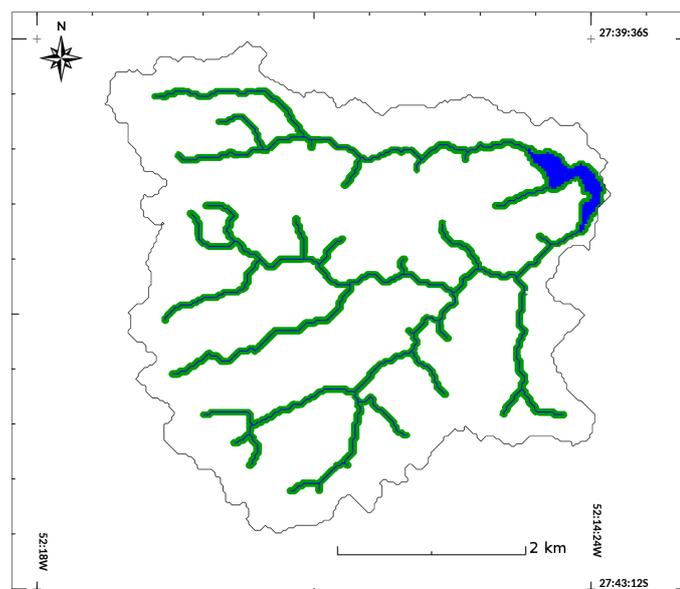


Figure 3.11: Riparian buffer strip widths with 1-meter resolution along the water bodies according to the specialized ANNE.

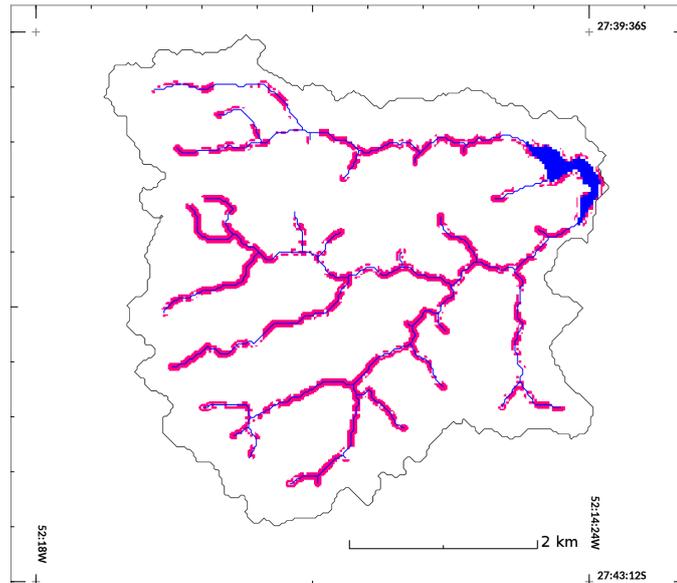


Figure 3.12: Missing RBS in the Ligeiro River watershed, obtained by means of comparing the ANNE output and the current situation obtained by land use classification in GRASS GIS 7.0: the estimated deficit amounts 1.97 km^2 of vegetated area according to the specialized ANNE and 1.16 km^2 . The forest and grass-forest buffers are represented in green and missing RBS represented in red.

surable input/output data, such that calibration errors are minimized and cascading estimates are avoided. Recall that methodologies based on empirical equations usually use a number of predefined parameters that may not fit most watersheds very well. Further, in the case of ANNs, all the parameters are learned from the relation between input and output data, such that intermediate simplifications, assumptions and approximations are unnecessary. Third, the presented methodology is flexible and inherits from the ANNs the ability to accept expert help during the learning process, which is commonly known as semi-supervised learning. As such, the results can be enhanced as expert knowledge is incorporated into the learning process, thus allowing the learning of aspects of the phenomenon not contained by the data.

3.4 Final remarks

This study presented a primer on the application of neural network ensembles to the problem of estimating riparian buffer width on the basis of desired filtering properties. Based on the results, we can summarize that neural network ensembles can effectively capture the relations among the indicators related to the mitigation potential of nutrient pollution. As such, it can be concluded that neural network ensembles can be a potential tool to the design and management of riparian buffer strips, as they seem to capture the essential relations among the variables concurring to mitigate the load of nitrogen load in the surroundings of water bodies. Once trained, validated and tested, ANN ensembles could be readily applied in automated processes of estimating riparian buffer widths within entire catchment basins, on the basis of desired

filtering properties and accessible parameters.

The results open new perspectives to the process of designing riparian buffer strips with desired filtering properties by laying the decision criteria upon a technical ground. Further, new perspectives are opened as well in the role of computers in assisting and supporting decision-making in riparian forestry management. We recall that the filtering of chemical load is a valuable environmental function of riparian buffer strips, particularly in the surroundings of uphill agriculture areas that can become heavy sources of nutrient pollution to water bodies. As a future perspective, the results can enhance the process of evaluating the effectiveness of existing buffer strips and the design of new ones in the face of known soil, vegetation and nutrient load characteristics, thus providing an effective framework to assist the design of riparian buffer strips that can handle nutrient pollution effectively. This would allow the riparian buffer zone to be managed as a function of objective and technical parameters most significant to the accomplishment and maintenance of its desired functional properties. Further evaluation was performed to compare the performance of the network ensemble against that of the individual networks by randomly picking records from the original database. Test results indicated that the ANNE outperformed over 96% of the ANNs and reduces the variance of the output errors relatively to individual networks. The results indicate that neural network ensembles can be a potential tool to the design and management of riparian buffer strips, as they seem to capture the essential relations among the variables concurring to mitigate the load of nitrogen load in the surroundings of water bodies. Once trained, validated and tested, ANN ensembles could be readily applied in automated processes of estimating riparian buffer widths within entire catchment basins, on the basis of desired filtering properties and accessible parameters.

The computer routines developed in this research are available at modelagemambientaluffs.blogspot.com.br/.

4 Considerações finais

No artigo I foram revisados 37 trabalhos científicos que investigaram, em específico, a influência da largura da vegetação ripária na execução de funções e/ou serviços ambientais categorizadas em seis grupos funcionais. A Remoção de Nutrientes foi a categoria que apresentou maior variabilidade de 3,8 a 280m de largura vegetativa. Essa investigação permitiu concluir que o desempenho efetivo de cada função ripária está relacionado diretamente com o dimensionamento da largura, características e densidade da vegetação presente na ZR, larguras insuficientes podem comprometer seriamente a funcionalidade dessas áreas.

As conclusões inferidas a partir do primeiro artigo: inexistência de uma metodologia capaz de reunir e analisar vários parâmetros, e principalmente, de aprender as relações entre os mesmos para estimar larguras ripárias que executem suas funções com desempenho satisfatório, impulsionou o desenvolvimento do artigo II.

O artigo II focou na concepção e desenvolvimento de uma metodologia capaz de reunir e relacionar alguns parâmetros naturais importantes para o ecossistema ripário. Buscando suprir, justamente, essa lacuna apontada no artigo I. Nesse estudo evidenciou-se que as RNAs foram capazes de aprender e reproduzir satisfatoriamente as relações funcionais entre os parâmetros relacionados nos dados de entrada e saída. Isso foi verificado através do teste de cada rede individual utilizando um conjunto de dados desconhecido pela rede, de forma a pôr à prova sua capacidade de generalizar frente a situações novas.

Como alternativa para potencializar o processo de generalização e buscar melhor desempenho, as RNAs foram reunidas em um Comitê. De forma a produzirem uma resposta para os dados de entrada em conjunto. Foi utilizado somente as RNAs de melhor desempenho e cujos erros de teste tivessem fraca ou nenhuma correlação (coeficiente de correlação de Pearson abaixo de 0,5. A esse Comitê de RNAs deu-se o nome de ANNE (*Artificial Neural Network Ensemble*) e verificou-se através em testes que a ANNE apresentou desempenho melhor do que aproximadamente 96% das RNAs individuais treinadas durante o processo. Nesse processo, foi constatado que o Comitê de RNAs conseguiu adequadamente relacionar o potencial de mitigação da poluição gerada pelo nutriente estudado às larguras das faixas de vegetação ripária. Verifica-se que depois de treinadas, validadas e testadas, as RNAs podem ser reunidas em Comitês para trabalhar a favor da resolução de problemas que exijam a compreensão das relações complexas entre diversas variáveis, potencialmente facilitando o processo de estudo, gerenciamento e tomada de decisão em problemas ambientais desse tipo. O uso de Comitês de RNAs pode, portanto, ser aplicados em processos automatizados, inclusive implementados junto a plataformas SIG de código aberto para prover estimativas de larguras de vegetação ripária em bacias de captação, sendo orientadas a projetar faixas ripárias que atendam às demandas de *performance* e eficácia desejadas, com base em dados. Esses resultados podem contribuir com o a

difusão e consolidação do conceito de faixas ripárias com propriedades funcionais desejadas e estabelecidas a partir de critérios e demandas reais e a partir do conhecimento extraído de dados pelas RNAs.

Os resultados gerados pelo Comitê variaram entre uma largura mínima de 29,5m e uma máxima de 46,0m de largura vegetativa. Sendo o maior valor de largura: 47m, que está próximo à 50-60 metros (MANDER et al.,1997)[53]. Os valores de largura de vegetação ripária indicados pelos resultados do estudo, a saber: em 44% das sub-bacias estudadas a largura indicada foi entre 40,0 a 45,0m; em cerca de 28,5% das sub-bacias a largura indicada foi entre 45m e menos de 50m de vegetação; em 20% das sub-bacias, de 35 a 40m; em 6% das sub-bacias, de 30 a 35m e em 1,20% delas, ou seja, em somente em 2 sub-bacias, seriam suficientes menos de 30m de vegetação ripária para essa função. Note-se, conforme a legislação atual, o mínimo a ser implementado é a largura de 30,0m. Assim, os resultados sugerem que a largura indicada pela legislação não seria o suficiente para a remoção de 90% da carga de nitrato em aproximadamente 92% das sub-bacias estudadas.

Comparando os três Índices de Vegetação (VCT), a saber, 0,3 para predomínio de gramíneas; 0,5 para vegetação de médio porte e 0,7 para vegetação de grande porte (estágio de clímax vegetativo), é possível identificar que as larguras indicadas pelo Comitê ficaram entre 29,5m e 34,3m para sub-bacias com mata ciliar predominantemente composta por gramíneas. A maior absorção de nitrato ocorre na vegetação mais jovem, concorda com os resultados do Comitê (MANDER et al.,1997) [53]. Para sub-bacias com vegetação ripária caracterizada pelo Índice Vegetativo 0,5, as larguras estabelecidas pelo Comitê ficaram entre 35,3m e 40,9m e a maior largura ficou entre 40,3m e 46,5m em sub-bacias com Índice de 0,7. Esses resultados concordam com resultados anteriores obtidos através de metodologias diversas no que concerne à maior efetividade da vegetação predominantemente composta por gramíneas na remoção de nitrato (ORBORNE & KOVACIC, 1993) [66], o que corrobora com os resultados obtidos através da aplicação do Comitê de RNAs. A variabilidade nos resultados depende do tipo de vegetação e da eficácia remoção pretendida. Os maiores valores de largura tampão estão localizados ao longo do rio, o que indica a importância da vegetação ripária contínua ao longo dos corpos de água, para aumentar o potencial de conservação (CORRELL, 2005)[11].

Com relação a perspectivas de utilização da metodologia proposta nesta pesquisa em projetos ambientais, destaca-se a potencial aplicação em estudos relacionados à recuperação ou regeneração de áreas ambientais vulneráveis, visando estruturar Planos de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas, Planos de Manejo do solo em ecossistemas ripários e Planos para Zoneamento de Solos, reestruturação do Plano de Manejo da APA na qual a Bacia Hidrográfica estudada está inserida.

Nesse contexto, a utilização maciça de dados e de computadores pode facilitar e agilizar o processo de diagnóstico e geração de relatórios técnicos, na medida em que o pré-diagnóstico recomendado por um Comitê de RNAs pode oferecer um panorama inicial confiável que poderá ser tomado como ponto de partida pelo corpo técnico do projeto. Para estudos futuros,

sugere-se explorar outras formas de obtenção de Comitês de RNAs, e.g., algoritmos genéticos e redes neurais evolutivas, que consistem no reiterado treinamento, validação, teste, seleção e reprodução das melhores redes neurais, de forma a buscar um conjunto de redes mais e mais aderentes ao processo estudado (CHELLAPILA & FOGUE, 1999)[7]. Sugere-se também estimar larguras vegetativas considerando outros parâmetros físico-químicos, topográficos e hidrológicos de zonas ripárias, de forma a tornar os resultados mais abrangentes em termos ecossistêmicos. A utilização de mais parâmetros de entrada nas RNAs pode oferecer um espectro de análise mais amplo para as RNAs, o que pode conduzir a melhores resultados. Nesse contexto, pode-se incorporar parâmetros como declividade do terreno, vazão do rio, média de precipitação, concentração de nutrientes como fósforo, potássio, entre outros. Acredita-se que devido à complexidade das funções ecológicas das APPs, são necessários desenvolver estudos hidrológicos, edáficos, físico-químicos e fitossociológicos, para avaliar com clareza a funcionalidade dos ecossistemas ripários e as larguras da vegetação que melhor contribuem para conservação dessas áreas e conseqüentemente manutenção dos seus serviços ecossistêmicos.

Os resultados desta pesquisa buscaram construir uma metodologia para embasar cientificamente a definição das larguras ripárias que atuam de forma efetiva na remoção de nitrato do solo. A influência que as diferentes larguras possuem na quantidade e qualidade da água, bem como os resultados alcançados aqui podem também colaborar em investigações futuras sobre estudos de recomposição, restauração da vegetação ripária e estratégias ambientais sob uma perspectiva técnica. Os resultados aqui apresentados podem ser incorporados no Plano de Manejo da APA e aplicados na Bacia Hidrográfica e depois medidos e analisados, verificando na prática a performance do Comitê ao longo do tempo. Logo, o desenvolvimento deste trabalho tratou da concepção e desenvolvimento de uma ferramenta metodológica levando em consideração a abordagem técnica para subsidiar alternativas com vistas à conservação da água e sustentabilidade dos recursos naturais.

Referências Bibliográficas

- [1] EPA Environmental Protection Agency. *Riparian buffer width, vegetative cover and nitrogen removal effectiveness: a review of current science and regulations*. National Risk Management Research Laboratory, 2005.
- [2] ANA. Hidroweb - Sistema de informações hidrológicas, 2015.
- [3] R. BALESTRINI, C. ARESE, C. A. DELCONTE, A. LOTTI, and F. SALERNO. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the po river watershed italy. *Ecological Engineering*, 37:148–157, 2011.
- [4] de 25 de maio de 2012 BRASIL. Lei nº 12.651. Diário oficial da república federativa do brasil, Brasília, DF, 28 mai. 2012. 2014. Accessed: 2014-06-23.
- [5] C. CHANG, Y. HSU, B. LEE, C. WANG, and L. WENG. A cost-benefit analysis for the implementation of riparian buffer strips in the shihmen reservoir watershed. *International Journal of Sediment Research*, 26:395–401, 2012.
- [6] H. M. L. CHAVES, J. W. C. ROSA, and M. V. SANTOS. Evaluation of the sediment trapping efficiency of gallery forests through sedimentation modeling. *Anais. Brasília. University of Brasilia*, pages 378 p. p. 323 – 327., 1996.
- [7] K. Chellapila and D.B. Fogel. Evolving neural networks to play checkers without relying on expert knowledge. *IEEE. Transactions on Neural Networks*, 10(6), 1999.
- [8] K. L. COCKLE and J. S. RICHARDSON. Do riparian buffer strips mitigate the impacts of clearcutting on small mammals? *Biological Conservation.*, 113.:133–140., 2003.
- [9] CRJC Connecticut River Joint Commissions. River banks and buffers. introduction to riparian buffers. *Disponível em: <http://www.crjc.org/riparianbuffers>. Acesso: 20/05/2014*, 2014.
- [10] E. S. CORBETT, J. A. LYNCH, and W. E. SOPPER. Timber harvesting practices and water quality in the eastern united states. *Journal of Forestry.*, p:484–488, 1978.
- [11] D.L. Correll. Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering*, 24:433–439, 2005.
- [12] R. B. DANIELS and J. W. GILLIAM. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60:246–251, 1996.
- [13] IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativa da população residente com data de referência 1 de julho de 2014. *Available at www.cidades.ibge.gov.br*, 2014.

- [14] V. Decian. Análise e zoneamento da área de proteção ambiental dos rios Ligeirinho e Leãozinho (erechim - rs). *PhD Thesis*, PPGERN:Federal University of São Carlos – São Paulo – SP, 2012.
- [15] E. L. DELGADO, A. N. And PERIAGO and F. D. VIQUEIRA. Vegetated filter strips for wastewater purification: A review. *Bioresource Technology. Great Britain*, 94:13–22, 1995.
- [16] E. C. DICKEY and D. H. VANDERHOLM. Performance and design of vegetative filters for feedlot runoff treatment. 94:257–260., 1981.
- [17] P. DIGNAN and L. BREN. Modelling light penetration edge effects for stream buffer design in mountain ash forest in southeastern australia. *Forest Ecology and Management.*, 179.:95–106., 2003.
- [18] T. A. DILLAHA, J. H. SHERRARD, and D. LEE. Long-term effectiveness of vegetative filter strips. *Water Environ. Technol*, 1.:419 – 421., 1989.
- [19] T. A. et al. DILLAHA. Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *J. WPCF.*, 60.:1231 – 1238., 1988.
- [20] G. C. DOYLE, R. C. And STANTON and D. C. WOLF. Effectiveness of forest and grass buffer strips in improving the water quality of manure polluted runoff. *ASAE*, Paper. no. 77:2501., 1977.
- [21] R. C. DOYLE, D. C. WOLF, and D. F. BEZDICEK. Effectiveness of forest buffer strips in improving the water quality of manure polluted runoff. pages 299 – 302., 1974.
- [22] EMBRAPA and IBGE. Tipos de solos do Brasil, 2011.
- [23] J. F. FRY, F. R. STEINER, and D. M. GREEN. Riparian evaluation and site assessment in arizona. landscape and urban planning. *Amsterdam*, 28.:179–199., 1994.
- [24] M.W. Gardner and S.R. Dorling. Artificial neural networks (the multilayer perceptron) - a review of applications in the atmospheric sciences. *Atmospheric Environment*, 12(14/15):2627–2636, 1998.
- [25] A.D.M. Goncalves and P.L. Libardi. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo Método do Perfil Instantâneo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 37:1174–1184, 2013.
- [26] P. Gopinath and N.P. Reddy. Toward intelligent web monitoring: performance of committee neural network vs. single neural network. 2000.

- [27] P. V. GORSEVSKI, J. BOLL, and E. S. GOMEZ DEL CAMPO, E. And BROOKS. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. *Forest Ecology and Management*, 256:664–673, 2008.
- [28] Development Team GRASS. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS), 2014.
- [29] C.T. HAAN, B.J. BARFIELD, and J.C. HAYES. *Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments*. Academic Press - San Diego, 1994.
- [30] K. HANNELIUS, S. And KUUSELA. The country of evergree forest tampere. page 93, 1995.
- [31] D. Harmel, S. Potter, P. Casebolt, K. Reckhow, C. Green, and R. Haney. Compilation of measured nutrient data for agricultural land uses in the united states. *Journal of the American Water Resources Association*, October:1163–1178, 2006.
- [32] H. F. HAUPT and W. J. KIDD JR. Good logging practices reduce sedimentation. *Journal of Forestry*, rr:664–670, 1965.
- [33] V. C. HAWKES and P. T. GREGORY. Temporal changes in the relative abundance of amphibians relative to riparian buffer width in western washington, usa. *Forest Ecology and Management*, 274:67–80, 2012.
- [34] N.E. Haycock and G. Pinay. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *Environ. Qual.*, 22 (2):273–278, 1993.
- [35] S. Haykin. *Neural networks - a comprehensive foundation - 2nd edition*. Prentice-Hall, 1999.
- [36] A. R. HILL. Nitrate removal in stream riparian zones. *Environ. Qual.*, 25 (4):743–755, 1996.
- [37] T.C. JACOBS. and J.W. Gilliam. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *Environ. Qual.*, 14:472–478, 1985.
- [38] S. R. Johnson, R. O. Burchell, M. R. And Evans, D. L. Osmond, and J. W. Gilliam. Riparian buffer located in an upland landscape position does not enhance nitrate-nitrogen removal. *Ecological Engineering.*, 52:252–261, 2013.
- [39] J C Ker. Latossolos do Brasil Uma revisão. *Geonomos*, 5(1):17–40, 1998.
- [40] M. KOBAYAMA. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. 1.:1–13., 2003.

- [41] W. Koch, Y. Meng, M. Shah, W. Chang, and X. Yu. Predicting nerve guidance conduit performance for peripheral nerve regeneration using bootstrap aggregated neural networks. pages 1–7, 2013.
- [42] LAZZARO L., OTTO S., and ZANIN G. Role of hedgerows in intercepting spray drift: evaluation and modelling of the effects. *AgricEcosystEnviron.*, 123:317–327, 2008.
- [43] K.H. Lee, T.M. Isenhart, R.C. Schultz, and S.K. Mickelson. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Environ. Qual.*, 29:1200–1205, 2000.
- [44] C. Y. LIN, W. C. CHOU, and W. T. LIN. Modeling the width and placement of riparian vegetated buffer strips: a case study on the chi-jia-wang stream, taiwan. *Journal of Environmental Management.*, 66.:269–280., 2002.
- [45] Y. LIN, C. LIN, W. CHOU, W. And LIN, and C. TSAI, J. WU. Modeling of riparian vegetated buffer strip width and placement - a case study in shei pa national park , taiwan. *Ecological Engineering*, 23:327–339, 2004.
- [46] R. LOWRANCE, R. TODD, J. FAIL, O. HENDRICKSON, R. LEONARD, and L. ASSMUSSEN. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience*, 34:374–377, 1984.
- [47] R. R. Lowrance. Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. *Environ. Qual.*, 21:401– 405, 1992.
- [48] H. Lundekvam and S. SkÅžyen. Soil erosion in norway - an overview of measurements from soil loss plots. *Soil Use and Management*, 14:84–89, 1998.
- [49] VAN D. P. M., KWAAD F. J. P. M., and KLAPWIJK M. Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological Processes*, 10:1069–1080, 1996.
- [50] W. et al. MAGETTE. Vegetated filter strips for nonpoint source pollution control. *ASAE.*, Paper. n. 86.:2024., 1986.
- [51] W. et al. MAGETTE. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *trans. ASAE.*, Paper. n. 32.:663 – 667., 1989.
- [52] U. Mander, Y. Hayakawa, and V. Kuusemets. Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agriculturas watersheds. *Ecological Engineering*, 24:421–432, 2005.
- [53] U. Mander, V. Kuusemets, K. Lohmus, and T. Mairing. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8:299–324, 1997.

- [54] J. Mao. A case study on bagging, boosting and basic ensembles of neural networks for ocr. volume 3, 1998.
- [55] P.M. Mayer, Reynolds Jr.And S.K., M.D. McCutchen, and T.J. Canfield. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Environ. Qual.*, 36:1172–1180, 2007.
- [56] M. A. MELEASON and J. M. QUINN. Influence of riparian buffer width on air temperature at whangapoua forest, coromandel peninsula, new zealand. *Forest Ecology and Management*, 191:365–371, 2004.
- [57] T. MIZUYAMA, T. AMADA, J. KURIHARA, and M. KOBAYASHI. Resistance and sedimentation by trees. *J. Jap. Soc. Erosion Control Eng., Tokyo.*, 42, n.4:18–22., 1989.
- [58] D R Montgomery and W E Dietrich. Channel initiation and the problem of landscape scale. *Science*, 255:826–830, 1992.
- [59] D R Montgomery and Willian E Dietrich. Source Areas, drainage density, channel initiation. *Water Resources Research*, 25(8):1907–1918, 1989.
- [60] A. Namatame and Y. Tsukamoto. Composite neural network models and their applications. volume 1, 1993.
- [61] R. Netch-Nielsen. Kolmogorov’s mapping neural network existence theorem. *First IEEE International Joint Conference on Neural Networks*, pages 11–14, 1987.
- [62] C. A. NOBRE. Amazônia e o carbono atmosférico. *Scientific American - Brasil, São Paulo.*, 6:36–39., 2002.
- [63] A. NUNEZ, E. LOPEZ, and F. DIAZ-FIERROS. Contaminación das augas por escoamento superficial en pradeiras en pendente tratadas con purín de vacuno. *Cuadernos da Area de Ciencias Agrarias do Seminario de Estudos Galegos*, 11:163–182, 1991.
- [64] R. OHLIGER and R. SCHULZ. Science of the total environment water body and riparian buffer strip characteristics in a vineyard area to support aquatic pesticide exposure assessment. *The Science of the Total Environment*, 408:5405–5413, 2010.
- [65] L. M. OLIVEIRA and L. A. DANIEL. Metodologia para cálculo de largura de faixa de mata ciliar para controle de poluição dispersa: Estudo de casos com amônia e fósforo. 22:2183–2190., 1999.
- [66] L. L. ORBORNE and D. A. KOVACIC. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology.*, 29:243–258., 1993.
- [67] S. Parkyn. Review of riparian buffer zone effectiveness. *US Ministry of Agriculture and Forestry*, 05, 2004.

- [68] W. E. PETERMAN and R. D. SEMLITSCH. Efficacy of riparian buffers in mitigating local population declines and the effects of even-aged timber harvest on larval salamanders. *Forest Ecology and Management*, 257:8–14, 2009.
- [69] J.D. Phillips. Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. *Journal of Hydrology*, 110:221–237, 1989.
- [70] T. O. RANDHIR and P. EKNESS. Water quality change and habitat potential in riparian ecosystems. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 13:192–200, 2013.
- [71] L. M. REID and S. HILTON. Buffering the buffer. *USDA Forest Service*, 45:71–80., 1998.
- [72] J. RUEL, D. PIN, and K. COOPER. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management*, 143:105–113., 2001.
- [73] M. Sahu and R.R. Gu. Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality. *Ecological Engineering*, 35:1167–1177, 2009.
- [74] C. R. SANQUETTA. *As florestas e o carbono*. 1. ed. Curitiba - Imprensa Universitária da UFPR, 2002. 256 p, 2002.
- [75] T.J. SCHMITT, M.G. DOSSKEY, and K.D. HOAGLAND. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Environmental Quality*, 28:1479–1489, 1999.
- [76] C. B. SCHWER and J. C. CLAUSEN. Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater. *Environ. Qual.*, 18:446–451., 1989.
- [77] N. SHAN, X.-H. RUAN, J. XU, and Z.-R. PAN. Estimating the optimal width of buffer strip for nonpoint source pollution control in the three gorges reservoir area, china. *Ecological Modelling*, 276:51–63, 2014.
- [78] S. M. SHIRLEY and J. N. M. SMITH. Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation*, 125:475–489, 2005.
- [79] S. C. SPACKMAN and J. W. HUGHES. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid - order streams in vermont, usa. *Biological Conservation. Great Britain*, 71:325–332., 1995.
- [80] G. SPAROVEK, S. B. L. RANIERI, A. GASSNER, I. C. MARIA, E. SCHNUG, R. F. SANTOS, and A. JOUBERT. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 90:169–175, 2002.
- [81] US Geological Survey. Landsat scene id: Lc822207920143481gn00. 2014-12-14.

- [82] N. Syversen. Effect of buffer zones in the Nordic climate: the influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*, 24:483–490, 2005.
- [83] UCAR T. and HALL F. R. Windbreaks as a pesticide drift mitigation strategy: a review. *Pest ManagScis*, 57:663–675, 2001.
- [84] C.R. Tosh and G.D. Ruxton. The need for stochastic replication of ecological neural networks. *Phylosophical Transactions of the Royal Society B*, 362:455–460, 2007.
- [85] Y. TSUKAMOTO and O. KUSAKABE. Vegetative influences on debris slide occurrences on steep slopes in japan.proc. sump. effects of forest land use on erosion and slope stability. *Environment and Policy Institute, Honolulu, Hawaii.*, 1984.
- [86] M M Valeriano. Modelos digitais de elevação de microbacias elaborados com krigagem. Technical report, INPE: Coordenação de Ensino, Documentação e Programas Especiais, São Jose dos Campos, SP, 2002.
- [87] M M Valeriano. Modelo digital de elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul. Technical report, INPE: Coordenação de Ensino, Documentação e Programas Especiais, São Jose dos Campos, SP, 2004.
- [88] G. VIEGAS, C. STENERT, U. H. SCHULZ, and L. MALTCHIK. Dung beetle communities as biological indicators of riparian forest widths in southern brazil. *Ecologic Indicators*, 36:703–710, 2014.
- [89] TOLLNER E. W., BARFIELD B. J., VACHIRAKORNWATANA C., and HAAN C. T. Sediment deposition patterns in simulated grass filters. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 20:940–944, 1977.
- [90] L. S. WAGATSUMA. Avaliação de influências da mata ciliar e agricultura sobre temperatura e umidade do solo através do monitoramento em campo, no município da lapa no paraná. 2002.
- [91] R. A. YOUNG, T. HUNTRODS, and W. ANDERSON. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *Envirom. Qual*, 9:483–487., 1980.
- [92] Y.P. YUAN, R.L. BINGNER, and M.A. LOCKE. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecohydrology*, 2:321–336, 2009.

Apêndices

Apêndice A: Preparação dos dados de entrada da ANNE

Preparação dos dados para a camada de entrada das RNAs

- Para a Concentração de Nitrato

Considerando a heterogeneidade das características da bacia hidrográfica de estudo, esta foi dividida em 165 sub-bacias e a estimativa de concentração de nitrato foi calculada da seguinte forma:

Considerando as equivalências

$$1ha = 10.000m^2 \quad (.1)$$

$$1mm = 1 \frac{L}{m^2} (chuva) \quad (.2)$$

Porosidade Latossolo Bruno = 0,59

Média de chuvas 2012 = 1802 mm

Para 'q' quilogramas por hectare de Nitrato dissolvido,

$$q \frac{kg}{ha} = q \frac{1.000.000mg}{10.000m^2} = q' \times 10^2 \quad (.3)$$

O volume de solo saturado para 1802 mm de chuva (valor médio)

$$V = \frac{1802}{0,52} \approx 3054,4L \quad (.4)$$

Para 1802mm de chuvas, a quantidade $q \times 10^{-2}$ está dissolvida em 3054,4L, portanto a concentração em C em mg/L ou ppm pode ser definida como

$$C = \frac{100q}{3054,4} ppm \quad (.5)$$

Considerando 2,70 Kg/ha de nitrato residual em solos agricultados com plantio de soja (HARMEL et al., 2006), a aplicação da equação acima se deu da seguinte forma para o cálculo da concentração de nitrato na área de estudo

$$C = \frac{100 \cdot 2,7}{3054,4 \cdot 0,52} ppm = \frac{270}{1282,85} = 0,2105 ppm \quad (.6)$$

Em seguida foi calculada a concentração de nitrato em cada uma das 165 sub-bacias para implementar no software Scilab 5.5.2

$$C_{sub-bacia} = sub - bacia \setminus \left((comprimento do rio)^2 \times 0,2105 ppm \right) \quad (.7)$$

Os dados para valores de área de cada sub-bacia em m² foram obtidos através do processamento do MDE pelo GRASS e o comprimento de cada trecho do rio que contribui para a drenagem de cada sub-bacia foi calculado com base no número de pixels, ou seja, o número de células raster de trecho de rio multiplicada por 30m (resolução que o SIG dispõe), conforme a equação

$$Comprimento do rio = Numero de celulas raster \times 30m \quad (.8)$$

Dessa forma foram obtidos todos os valores para aplicação na equação (7) obtendo-se assim a concentração de nitrato em ppm em cada sub-bacia da área de estudo.

- Para o Índice de Vegetação

O Índice de Vegetação foi calculado com o uso de imagens de satélites processadas pelo software Grass 7.0.1. As imagens utilizadas foram retiradas do satélite Landsat 8 e as bandas utilizadas foram 1 até a 7, conforme Figueiredo (2005). Foram identificados 3 índices de vegetação que para implementação na rede foram diferenciados em:

0,3 = área coberta por vegetação rasteira, predominantemente gramínea.

0,5 = área coberta por vegetação arbustiva e/ou arbórea de pequeno porte.

0,7 = área coberta por vegetação de médio/grande porte e dossel florestal maior.

A partir da definição dos Índices Vegetativos a classificação foi estabelecida por sub-bacia. Assim cada uma das sub-bacias foi classificada com Índice de Vegetação 0,3, 0,5 ou 0,7 em conformidade com o número de pixels ocupados por m² pelo respectivo tipo de vegetação (gramínea, arbustiva/arbórea de pequeno porte e de grande porte) de acordo com as análises geoespaciais efetuadas por meio do SIG.

- Para a Condutividade Hidráulica do Solo

Neste estudo foi considerado o tipo e as características do solo predominante na bacia hidrográfica estudada, conforme um estudo desenvolvido por Gonçalves e Libardi, (2013) e o valor estimado foi de 14,2 mm/dia-1 em todas as sub-bacias discretizadas pelo SIG.

- Efetividade de Remoção de Nitrato

As Redes foram treinadas para estimar uma remoção de 90% da carga de Nitrato da Bacia Hidrográfica.

Apêndice B: Dados de treinamento, validação e teste das Redes Neurais

Sub-basin.	VCT	MNI (ppm)	RE (%)	ST - Hydraulic Conductivity (cm/day)	BW (m)
1	0.3	68	35	1.7	7.5
2	0.3	68	51	1.7	15
3	0.3	1.86	-27	7.2	4.6
4	0.3	1.86	-15	7.2	9.1
5	0.3	3.61	16	34.1	26
6	0.3	48.9	76	34.1	26
7	0.3	15.5	60	176	25
8	0.3	1.55	80	7.2	70
9	0.3	16.5	82	1.7	39
10	0.3	2.15	84	176	25
11	0.3	2.8	89	2.5	16
12	0.3	7.54	99	7.2	10
13	0.3	44.7	99	156.3	30
14	0.3	6.6	100	34.1	50
15	0.5	68	28	1.7	7.5
16	0.5	68	41	1.7	15
17	0.5	6.17	91	34.1	6
18	0.5	11.98	91	156.3	70
19	0.5	5.8	97	176	66
20	0.5	5.7	98	34.1	33
21	0.5	1.65	99	7.2	70
22	0.7	0.37	78	7.2	30
23	0.7	4.45	79	34.1	70
24	0.7	11	64	176	200
25	0.7	6.29	82	7.2	10
26	0.7	7.08	94	34.1	85
27	0.7	29.4	94	176	204
28	0.7	13.52	94	156.3	50
29	0.7	8	95	176	60
30	0.7	16.5	95	1.7	16
31	0.7	6.6	95	6.3	16
32	0.7	30.8	97	176	165
33	0.7	6.26	98	176	50
34	0.7	10.8	98	156.3	220
35	0.7	7.45	99	156.3	50

36	0.7	13	99	7.2	10
37	0.7	5.6	100	6.3	100
38	0.7	1.32	100	1	30
39	0.7	12	100	176	100

Apêndice C: Dados de entrada das sub-bacias do Rio Ligeiro

Dados de Entrada das RNAs de cada uma das Sub-bacias

Sub-basin	VCT	MNI (ppm)	RE (%)	ST - Hydraulic Conductivity (cm/day)
1	0,5	4,142	90	14,2
2	0,7	13,217	90	14,2
3	0,3	1,578	90	14,2
4	0,5	20,714	90	C14,2
5	0,5	2,367	90	14,2
6	0,7	0,986	90	14,2
7	0,7	2,170	90	14,2
8	0,7	0,231	90	14,2
9	0,5	14,500	90	14,2
10	0,5	0,521	90	14,2
11	0,7	0,177	90	14,2
12	0,5	0,432	90	14,2
13	0,5	36,694	90	14,2
14	0,5	0,183	90	14,2
15	0,5	20,911	90	14,2
16	0,5	0,253	90	14,2
17	0,5	0,678	90	14,2
18	0,5	0,904	90	14,2
19	0,5	6,905	90	14,2
20	0,5	0,631	90	14,2
21	0,5	29,592	90	14,2
22	0,7	0,210	90	14,2
23	0,7	0,416	90	14,2
24	0,7	0,136	90	14,2
25	0,5	35,315	90	14,2

26	0,5	0,180	90	14,2
27	0,5	12,824	90	14,2
28	0,5	0,113	90	14,2
29	0,5	29,199	90	14,2
30	0,7	0,361	90	14,2
31	0,5	6,686	90	14,2
32	0,5	27,225	90	14,2
33	0,7	0,117	90	14,2
34	0,7	0,148	90	14,2
35	0,5	0,217	90	14,2
36	0,5	0,463	90	14,2
37	0,7	0,096	90	14,2
38	0,5	30,972	90	14,2
39	0,5	34,128	90	14,2
40	0,3	30,379	90	14,2
41	0,3	26,631	90	14,2
42	0,7	4,647	90	14,2
43	0,5	19,333	90	14,2
44	0,7	0,549	90	14,2
45	0,3	0,542	90	14,2
46	0,7	39,848	90	14,2
47	0,5	19,135	90	14,2
48	0,5	4,778	90	14,2
49	0,5	3,354	90	14,2
50	0,7	28,211	90	14,2
51	0,7	0,230	90	14,2
52	0,5	6,510	90	14,2
53	0,7	6,510	90	14,2
54	0,5	13,611	90	14,2
55	0,5	0,326	90	14,2
56	0,7	2,391	90	14,2
57	0,5	0,191	90	14,2
58	0,5	0,219	90	14,2
59	0,7	0,126	90	14,2
60	0,7	29,589	90	14,2
61	0,5	17,754	90	14,2
62	0,7	0,285	90	14,2

63	0,5	0,108	90	14,2
64	0,7	1,781	90	14,2
65	0,5	0,218	90	14,2
66	0,7	26,826	90	14,2
67	0,5	0,173	90	14,2
68	0,5	0,197	90	14,2
69	0,7	0,394	90	14,2
70	0,5	0,268	90	14,2
71	0,7	0,190	90	14,2
72	0,7	39,255	90	14,2
73	0,7	24,658	90	14,2
74	0,7	0,196	90	14,2
75	0,5	0,614	90	14,2
76	0,7	0,986	90	14,2
77	0,7	22,290	90	14,2
78	0,7	0,276	90	14,2
79	0,7	0,316	90	14,2
80	0,7	0,308	90	14,2
81	0,5	0,108	90	14,2
82	0,7	0,667	90	14,2
83	0,5	69,433	90	14,2
84	0,7	25,051	90	14,2
85	0,7	0,235	90	14,2
86	0,5	0,179	90	14,2
87	0,5	0,262	90	14,2
88	0,7	26,234	90	14,2
89	0,5	0,268	90	14,2
90	0,5	31,361	90	14,2
91	0,7	41,222	90	14,2
92	0,5	29,192	90	14,2
93	0,7	32,348	90	14,2
94	0,7	9,665	90	14,2
95	0,7	0,295	90	14,2
96	0,7	8,285	90	14,2
97	0,7	13,512	90	14,2
98	0,7	28,206	90	14,2
99	0,7	0,277	90	14,2

100	0,7	0,109	90	14,2
101	0,5	0,214	90	14,2
102	0,7	0,243	90	14,2
103	0,5	8,925	90	14,2
104	0,7	22,484	90	14,2
105	0,5	28,008	90	14,2
106	0,3	0,219	90	14,2
107	0,5	0,148	90	14,2
108	0,7	2,761	90	14,2
109	0,3	0,285	90	14,2
110	0,3	8,679	90	14,2
111	0,7	0,330	90	14,2
112	0,7	12,919	90	14,2
113	0,5	0,259	90	14,2
114	0,5	0,240	90	14,2
115	0,7	23,274	90	14,2
116	0,7	0,193	90	14,2
117	0,7	0,236	90	14,2
118	0,3	2,169	90	14,2
119	0,5	25,048	90	14,2
120	0,5	19,132	90	14,2
121	0,5	0,337	90	14,2
122	0,7	0,211	90	14,2
123	0,5	0,207	90	14,2
124	0,5	0,285	90	14,2
125	0,7	1,983	90	14,2
126	0,7	0,421	90	14,2
127	0,5	1,972	90	14,2
128	0,3	0,008	90	14,2
129	0,7	4,807	90	14,2
130	0,7	11,439	90	14,2
131	0,3	18,933	90	14,2
132	0,5	0,318	90	14,2
133	0,7	0,541	90	14,2
134	0,5	0,504	90	14,2
135	0,5	34,116	90	14,2
136	0,7	20,312	90	14,2

137	0,7	40,625	90	14,2
138	0,5	0,215	90	14,2
139	0,5	0,592	90	14,2
140	0,5	40,429	90	14,2
141	0,5	2,342	90	14,2
142	0,3	0,202	90	14,2
143	0,7	27,612	90	14,2
144	0,3	15,186	90	14,2
145	0,7	1,743	90	14,2
146	0,7	1,111	90	14,2
147	0,5	31,361	90	14,2
148	0,5	12,624	90	14,2
149	0,5	0,284	90	14,2
150	0,5	0,184	90	14,2
151	0,5	31,361	90	14,2
152	0,5	1,085	90	14,2
153	0,7	46,746	90	14,2
154	0,5	0,168	90	14,2
155	0,5	15,384	90	14,2
156	0,7	0,397	90	14,2
157	0,7	22,090	90	14,2
158	0,7	0,247	90	14,2
159	0,7	0,494	90	14,2
160	0,7	25,442	90	14,2
161	0,5	38,655	90	14,2
162	0,7	0,310	90	14,2
163	0,7	0,495	90	14,2
164	0,5	19,919	90	14,2
165	0,5	16,371	90	14,2

Apêndice D: Dados de saída da ANNE para as sub-bacias do Rio Ligeiro

Sub-basin	VCT	MNI (ppm)	RE (%)	ST - Hydraulic Conductivity (cm/day)	BW (m)
1	0,5	4,142	90	14,2	40
2	0,7	13,217	90	14,2	42
3	0,3	1,578	90	14,2	34
4	0,5	20,714	90	14,2	36
5	0,5	2,367	90	14,2	40
6	0,7	0,986	90	14,2	46
7	0,7	2,170	90	14,2	46
8	0,7	0,231	90	14,2	46
9	0,5	14,500	90	14,2	37
10	0,5	0,521	90	14,2	40
11	0,7	0,177	90	14,2	46
12	0,5	0,432	90	14,2	40
13	0,5	36,694	90	14,2	35
14	0,5	0,183	90	14,2	40
15	0,5	20,911	90	14,2	36
16	0,5	0,253	90	14,2	40
17	0,5	0,678	90	14,2	40
18	0,5	0,904	90	14,2	40
19	0,5	6,905	90	14,2	30
20	0,5	0,631	90	14,2	40
21	0,5	29,592	90	14,2	35
22	0,7	0,210	90	14,2	46
23	0,7	0,416	90	14,2	46
24	0,7	0,136	90	14,2	46
25	0,5	35,315	90	14,2	35
26	0,5	0,180	90	14,2	40
27	0,5	12,824	90	14,2	38
28	0,5	0,113	90	14,2	40
29	0,5	29,199	90	14,2	35
30	0,7	0,361	90	14,2	46
31	0,5	6,686	90	14,2	39
32	0,5	27,225	90	14,2	35
33	0,7	0,117	90	14,2	46
34	0,7	0,148	90	14,2	46
35	0,5	0,217	90	14,2	40

36	0,5	0,463	90	14,2	40
37	0,7	0,096	90	14,2	46
38	0,5	30,972	90	14,2	35
39	0,5	34,128	90	14,2	35
40	0,3	30,379	90	14,2	29
41	0,3	26,631	90	14,2	29
42	0,7	4,647	90	14,2	45
43	0,5	19,333	90	14,2	36
44	0,7	0,549	90	14,2	46
45	0,3	0,542	90	14,2	34
46	0,7	39,848	90	14,2	42
47	0,5	19,135	90	14,2	36
48	0,5	4,778	90	14,2	40
49	0,5	3,354	90	14,2	40
50	0,7	28,211	90	14,2	40
51	0,7	0,230	90	14,2	46
52	0,5	6,510	90	14,2	39
53	0,7	6,510	90	14,2	44
54	0,5	13,611	90	14,2	38
55	0,5	0,326	90	14,2	40
56	0,7	2,391	90	14,2	46
57	0,5	0,191	90	14,2	40
58	0,5	0,219	90	14,2	40
59	0,7	0,126	90	14,2	46
60	0,7	29,589	90	14,2	40
61	0,5	17,754	90	14,2	37
62	0,7	0,285	90	14,2	46
63	0,5	0,108	90	14,2	40
64	0,7	1,781	90	14,2	46
65	0,5	0,218	90	14,2	40
66	0,7	26,826	90	14,2	40
67	0,5	0,173	90	14,2	40
68	0,5	0,197	90	14,2	40
69	0,7	0,394	90	14,2	46
70	0,5	0,268	90	14,2	40
71	0,7	0,190	90	14,2	46
72	0,7	39,255	90	14,2	42

73	0,7	24,658	90	14,2	40
74	0,7	0,196	90	14,2	46
75	0,5	0,614	90	14,2	40
76	0,7	0,986	90	14,2	46
77	0,7	22,290	90	14,2	40
78	0,7	0,276	90	14,2	46
79	0,7	0,316	90	14,2	46
80	0,7	0,308	90	14,2	46
81	0,5	0,108	90	14,2	40
82	0,7	0,667	90	14,2	46
83	0,5	69,433	90	14,2	37
84	0,7	25,051	90	14,2	40
85	0,7	0,235	90	14,2	46
86	0,5	0,179	90	14,2	40
87	0,5	0,262	90	14,2	40
88	0,7	26,234	90	14,2	40
89	0,5	0,268	90	14,2	40
90	0,5	31,361	90	14,2	35
91	0,7	41,222	90	14,2	42
92	0,5	29,192	90	14,2	35
93	0,7	32,348	90	14,2	40
94	0,7	9,665	90	14,2	43
95	0,7	0,295	90	14,2	46
96	0,7	8,285	90	14,2	44
97	0,7	13,512	90	14,2	42
98	0,7	28,206	90	14,2	40
99	0,7	0,277	90	14,2	46
100	0,7	0,109	90	14,2	46
101	0,5	0,214	90	14,2	40
102	0,7	0,243	90	14,2	46
103	0,5	8,925	90	14,2	39
104	0,7	22,484	90	14,2	40
105	0,5	28,008	90	14,2	35
106	0,3	0,219	90	14,2	34
107	0,5	0,148	90	14,2	40
108	0,7	2,761	90	14,2	45
109	0,3	0,285	90	14,2	34

110	0,3	8,679	90	14,2	32
111	0,7	0,330	90	14,2	46
112	0,7	12,919	90	14,2	42
113	0,5	0,259	90	14,2	40
114	0,5	0,240	90	14,2	40
115	0,7	23,274	90	14,2	40
116	0,7	0,193	90	14,2	46
117	0,7	0,236	90	14,2	46
118	0,3	2,169	90	14,2	34
119	0,5	25,048	90	14,2	35
120	0,5	19,132	90	14,2	36
121	0,5	0,337	90	14,2	40
122	0,7	0,211	90	14,2	46
123	0,5	0,207	90	14,2	40
124	0,5	0,285	90	14,2	40
125	0,7	1,983	90	14,2	46
126	0,7	0,421	90	14,2	46
127	0,5	1,972	90	14,2	40
128	0,3	0,008	90	14,2	34
129	0,7	4,807	90	14,2	45
130	0,7	11,439	90	14,2	43
131	0,3	18,933	90	14,2	30
132	0,5	0,318	90	14,2	40
133	0,7	0,541	90	14,2	46
134	0,5	0,504	90	14,2	40
135	0,5	34,116	90	14,2	35
136	0,7	20,312	90	14,2	41
137	0,7	40,625	90	14,2	42
138	0,5	0,215	90	14,2	40
139	0,5	0,592	90	14,2	40
140	0,5	40,429	90	14,2	36
141	0,5	2,342	90	14,2	40
142	0,3	0,202	90	14,2	34
143	0,7	27,612	90	14,2	40
144	0,3	15,186	90	14,2	31
145	0,7	1,743	90	14,2	46
146	0,7	1,111	90	14,2	46

147	0,5	31,361	90	14,2	35
148	0,5	12,624	90	14,2	38
149	0,5	0,284	90	14,2	40
150	0,5	0,184	90	14,2	40
151	0,5	31,361	90	14,2	35
152	0,5	1,085	90	14,2	40
153	0,7	46,746	90	14,2	43
154	0,5	0,168	90	14,2	40
155	0,5	15,384	90	14,2	37
156	0,7	0,397	90	14,2	46
157	0,7	22,090	90	14,2	40
158	0,7	0,247	90	14,2	46
159	0,7	0,494	90	14,2	46
160	0,7	25,442	90	14,2	40
161	0,5	38,655	90	14,2	36
162	0,7	0,310	90	14,2	46
163	0,7	0,495	90	14,2	46
164	0,5	19,919	90	14,2	36
165	0,5	16,371	90	14,2	37

Apêndice E: Rotinas Computacionais

```

function [output, weights, peights, biasH, biasO, erro_train, erro_validate, epoch_min,
erro_min]=ann_train(input_train, output_train, input_val, output_val, plotar, max_in, max_out, resample_nr,
num_hidden, nr_epochs, coef)
// plotar = 1 (error plot yes) / 0 (error plot no)

// Collect dimensions
num_input = size(input_train,2);
reg_size = size(input_train,1);
num_output = size(output_train,2);

//num_hidden = input("Number of neurons in the hidden layer: ");

// Initialize weight matrices
weights = rand(num_input+1,num_hidden,'normal');
peights = rand(num_hidden+1,num_output,'normal');

// Scale input and output to the interval [0,1]
for j = 1:num_input
if max_in(j)~=0
input_train(:,j) = input_train(:,j)/max_in(j);
end
end

for j = 1:num_output
if max_out(j)~=0
output_train(:,j) = output_train(:,j)/max_out(j);
end
end

biasH = rand(num_hidden,1,'normal'); // Bias from the neurons inthe hidden layer
biasO = rand(num_output,1,'normal'); //Bias from the neurons in the output layer
S = zeros(num_hidden,1);
H = zeros(num_hidden,1);
R = zeros(num_output,1);
output = zeros(reg_size,num_output);
//nr_epochs = input("Number of iterations: ");
//coef = input("Learning rate: ");
erro = zeros(1,nr_epochs);

for epoch = 1:nr_epochs
for k = 1:reg_size
for i = 1:num_hidden
for j = 1:num_input
S(i,1) = S(i,1) + input_train(k,j)*weights(j,i);
end
S(i,1) = S(i,1) + biasH(i,1)*weights(num_input+1,i);
H(i,1) = activation(S(i,1));
S(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
end
for i = 1:num_output
for j = 1:num_hidden
R(i,1) = R(i,1) + H(j,1)*peights(j,i);
end
R(i,1) = R(i,1) + biasO(i,1)*peights(num_hidden+1,i);
output(k,i) = activation(R(i,1));
R(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
end
// BACKPROPAGATION
// Update the weights in the output layer
for i = 1:num_hidden+1
for j = 1:num_output
if i < num_hidden+1 then
peights(i,j) = peights(i,j) + coef*(output_train(k,j) - output(k,j))*output(k,j)*(1 -
output(k,j))*H(i,1);
elseif i == num_hidden + 1 then
peights(i,j) = peights(i,j) + coef*(output_train(k,j) - output(k,j))*output(k,j)*(1 -
output(k,j))*biasO(j,1);

```

```

function [output, erro]=ann_validate(input_data, output_data, weights, peights, biasH, biasO, max_in,
max_out)
// plotar = 1 (error plot yes) / 0 (error plot no)

// Collect dimensions
num_input = size(input_data,2);
reg_size = size(input_data,1);
num_output = size(output_data,2);
num_hidden = size(peights,1) - 1;

// Scale input and output to the interval [0,1]
for j = 1:num_input
    max_in(j) = max(input_data(:,j));
    if max_in(j)~=0
        input_data(:,j) = input_data(:,j)/max_in(j);
    end
end

for j = 1:num_output
    max_out(j) = max(output_data(:,j));
    if max_out(j)~=0
        output_data(:,j) = output_data(:,j)/max_out(j);
    end
end

S = zeros(num_hidden,1);
H = zeros(num_hidden,1);
R = zeros(num_output,1);
output = zeros(reg_size,num_output);
erro = zeros(1,reg_size);

for k = 1:reg_size
    for i = 1:num_hidden
        for j = 1:num_input
            S(i,1) = S(i,1) + input_data(k,j)*weights(j,i);
        end
        S(i,1) = S(i,1) + biasH(i,1)*weights(num_input+1,i);
        H(i,1) = activation(S(i,1));
        S(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
    end

    for i = 1:num_output
        for j = 1:num_hidden
            R(i,1) = R(i,1) + H(j,1)*peights(j,i);
        end
        R(i,1) = R(i,1) + biasO(i,1)*peights(num_hidden+1,i);
        output(k,i) = activation(R(i,1));
        R(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
    end
end
erro(1,k) = output(k,:) - output_data(k,:);
endfunction

function [fx]=activation(x)
    fx = 1/(1+exp(-x));
endfunction

```

```

function [output, erro]=ann_test(input_data, output_data, weights, peights, biasH, biasO, max_in, max_out,
resample_nr, plotar)
    // plotar = 1 (error plot yes) / 0 (error plot no)

    // Collect dimensions
    num_input = size(input_data,2);
    reg_size = size(input_data,1);
    num_output = size(output_data,2);
    num_hidden = size(peights,1) - 1;

    // Scale input and output to the interval [0,1]
    for j = 1:num_input
        if max_in(j)~=0 then
            input_data(:,j) = input_data(:,j)/max_in(j);
        end
    end

    for j = 1:num_output
        if max_out(j)~=0
            output_data(:,j) = output_data(:,j)/max_out(j);
        end
    end

    S = zeros(num_hidden,1);
    H = zeros(num_hidden,1);
    R = zeros(num_output,1);
    output = zeros(reg_size,num_output);
    erro = zeros(1,reg_size);

    for k = 1:reg_size
        for i = 1:num_hidden
            for j = 1:num_input
                S(i,1) = S(i,1) + input_data(k,j)*weights(j,i);
            end
            S(i,1) = S(i,1) + biasH(i,1)*weights(num_input+1,i);
            H(i,1) = activation(S(i,1));
            S(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
        end

        for i = 1:num_output
            for j = 1:num_hidden
                R(i,1) = R(i,1) + H(j,1)*peights(j,i);
            end
            R(i,1) = R(i,1) + biasO(i,1)*peights(num_hidden+1,i);
            output(k,i) = activation(R(i,1));
            R(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
        end
        erro(1,k) = output(k,:) - output_data(k,:);
    end
    if plotar == 1 then
        bar(1:reg_size,abs(erro),'r');
        xlabel('Instances');
        ylabel('Error');
    end
endfunction

function [fx]=activation(x)
    fx = 1/(1+exp(-x));
endfunction

```

```

function [Weights, Peights, BiasH, BiasO, committee_select, committee_error]=ANNieC(input_data,
output_data, input_eval)
// Train and validate the Committee Machine to obtain the parameters
// input_data --> training, validation, test
// output_data --> training, validation, test
//input_eval --> evaluation

[Weights,Peights,BiasH,BiasO,Erro,committee_select,committee_error,max_in,max_out,Erro_train,Erro_val,Erro
_test,Early_stop] = committee_assemble(input_data,output_data)

// Plot graphics from training, validation and test
k3 = 0; // figure window counter
plotar = input('Plot graphics? (1) Yes (0) No : ');
disp('-----')
if plotar == 1 then
    nmr = size(committee_select,1);
    committee_size = size(committee_select,2);
    for k1 = 1:nmr
        for k2 = 1:committee_size
            k3 = k3 + 1;
            // picks addresses from the committee members
            pick = committee_select(k1,k2,:);
            if length(size(Weights)) == 2 then
                erro_train = Erro_train(pick(1),pick(2)).entries;
                erro_val = Erro_val(pick(1),pick(2)).entries;
                erro_test = Erro_test(pick(1),pick(2)).entries;
                early_stop = Early_stop(pick(1),pick(2)).entries;
            elseif length(size(Weights)) == 3 then
                // pick parameters from the selected ANN
                erro_train = Erro_train(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
                erro_val = Erro_val(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
                erro_test = Erro_test(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
                early_stop = Early_stop(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
            end

            // plots
            erro_val(1) = erro_val(2); // avoids the jumpstart of the function from zero
            figure(k3)
            title_nmr = string(k3);
            subplot(1,2,1)
            title(['Training log - ' title_nmr])
            plot(1:length(erro_train),erro_train,'b',1:length(erro_val),erro_val,'g',early_stop(1),early_stop(2),'g*')
            xlabel('Instances');
            ylabel('Error');
            subplot(1,2,2)
            title(['Training log - ' title_nmr])
            bar(1:length(erro_test),erro_test,'r');
            xlabel('Instances');
            ylabel('Error');
        end
    end
end

// find committees with the least error
for k2 = 1:nmr
    committee_error_buff(k2,1) = norm(committee_error(k2,:)/committee_size); // divide to normalize
end

// plot committee errors
figure(k3+1)
bar(1:nmr,committee_error_buff);
xlabel('Instances')
ylabel('Error')
title('Committee errors')

// classifies committees according to error
least_error_committees = zeros(nmr,1);

```

```

function [input_train, output_train, input_val, output_val, input_test, output_test, max_in,
max_out]=divide_data(input_data, output_data, T, V, B, input_eval, output_eval)
// input_data --> original dataset
// T = Training resample indices (from matrix T, resample.sci)
// V = Validation set
// B = Test set
reg_size = size(input_data,1);

// Maximum of each variable for normalization [0,1]
if exists('input_eval') then
    for i = 1:size(input_data,2)
        max_in(1,i) = max([input_data(:,i); input_eval(:,i)]);
    end
else
    for i = 1:size(input_data,2)
        max_in(1,i) = max(input_data(:,i));
    end
end

if exists('output_eval') then
    for i = 1:size(output_data,2)
        max_out(1,i) = max([output_data(:,i); output_eval(:,i)]);
    end
else
    for i = 1:size(output_data,2)
        max_out(1,i) = max(output_data(:,i));
    end
end

// Assemble input matrix for ANN training
for i = 1:reg_size
    input_train(i,:) = input_data(T(i,:),:);
    output_train(i,:) = output_data(T(i,:),:);
end

n1 = size(V,1);
n2 = size(B,1);

// Assemble input matrix for ANN validation
for i = 1:n1
    input_val(i,:) = input_data(V(i,:),:);
    output_val(i,:) = output_data(V(i,:),:);
end

// Assemble input matrix for ANN test
for i = 1:n2
    input_test(i,:) = input_data(B(i,:),:);
    output_test(i,:) = output_data(B(i,:),:);
end
endfunction

```

```

function [Output, committee_response]=committee_reckon(input_data, Weights, Peights, BiasH, BiasO, Erro,
committee_select, max_in, max_out)
// Collect dimensions
num_input = size(input_data,2);
reg_size = size(input_data,1);

// Scale input and output to the interval [0,1]
for j = 1:num_input
    if max_in(j)~=0
        input_data(:,j) = input_data(:,j)/max_in(j);
    end
end

// retrieve number of resamples and size of committee
nمبر = size(committee_select,1);
committee_size = size(committee_select,2);

// plotar = 1 (error plot yes) / 0 (error plot no)

Output = cell(nمبر,committee_size)

for k1 = 1:nمبر
    for k2 = 1:committee_size
        // picks addresses from the committee members
        pick = committee_select(k1,k2,:);
        if length(size(Weights)) == 2 then
            weights = Weights(pick(1),pick(2)).entries;
            peights = Peights(pick(1),pick(2)).entries;
            biasH = BiasH(pick(1),pick(2)).entries;
            biasO = BiasO(pick(1),pick(2)).entries;
        elseif length(size(Weights)) == 3 then
            // pick parameters from the selected ANN
            weights = Weights(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
            peights = Peights(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
            biasH = BiasH(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
            biasO = BiasO(pick(1),pick(2),pick(3)).entries;
        end

        // define variables
        num_output = size(peights,2);
        num_hidden = size(peights,1) - 1;
        S = zeros(num_hidden,1);
        H = zeros(num_hidden,1);
        R = zeros(num_output,1);
        output = zeros(reg_size,num_output);
        erro = zeros(1,reg_size);

        for k = 1:reg_size
            for i = 1:num_hidden
                for j = 1:num_input
                    S(i,1) = S(i,1) + input_data(k,j)*weights(j,i);
                end
                S(i,1) = S(i,1) + biasH(i,1)*weights(num_input+1,i);
                H(i,1) = activation(S(i,1));
                S(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
            end

            for i = 1:num_output
                for j = 1:num_hidden
                    R(i,1) = R(i,1) + H(j,1)*peights(j,i);
                end
                R(i,1) = R(i,1) + biasO(i,1)*peights(num_hidden+1,i);
                output(k,i) = activation(R(i,1));
                R(i,1) = 0; // Zeroes the variable for each i
            end
        end
    end
end

```

```

function [T, V, B]=resample(input_data, nmb)
// Size of the dataset
m = 1; // lower value of the index range
n = size(input_data,1); // upper value of the range
n_test = ceil(0.15*n);
n_val = ceil(0.15*n);
n_train = n - n_test - n_val;
reg_set = (1:n)';

// montagem do conjunto-teste
flag_teste = 0;
while flag_teste ==0
    B_ind = floor((n-m+1)*rand(n_test,1)+m);
    if length(unique(B_ind))==n_test
        flag_teste = 1;
    end
end
B = reg_set(B_ind);
reg_rest = (setdiff(reg_set,B)); // exclui dos registros os índices do conjunto teste

for k = 1:nmb
    flag_val = 0;
    while flag_val ==0
        V_ind(:,k) = floor((n-n_test-m+1)*rand(n_val,1)+m);
        if length(unique(V_ind(:,k)))==n_val
            flag_val = 1;
        end
    end
    V(:,k) = (reg_rest(V_ind(:,k)));
    T_prov = (setdiff(reg_rest,V(:,k)));
    flag_train = 0
    while flag_train == 0
        T_ind = floor((n-n_test-n_val-m+1)*rand(n,1)+m);
        if length(unique(T_ind)) == length(T_prov)
            flag_train = 1;
        end
    end
    T(:,k) = T_prov(T_ind);
end
endfunction

```

```

function [Weights, Peights, BiasH, BiasO, Erro, committee_select, committee_error, max_in, max_out,
Erro_train, Erro_val, Erro_test, Early_stop]=committee_assemble(input_data, output_data)

// Input parameters
nr_epochs = input("Enter number of epochs - training: ");
coef = input("Enter learning rate: ");
num_hidden_min = input("Enter MIN number of neurons in the hidden layer: ");
num_hidden_max = input("Enter MAX number of neurons in the hidden layer: ");
nmbr = input("Enter number of resamples: ");
committee_size = input("Enter number of machines per committee: ");
trials = input("Number of initial conditions: ");
hidden = num_hidden_min:1:num_hidden_max;
num_hidden = length(hidden);

// Define cell arrays to store results
Weights = cell(nmbr, trials, num_hidden);
Peights = cell(nmbr, trials, num_hidden);
BiasH = cell(nmbr, trials, num_hidden);
BiasO = cell(nmbr, trials, num_hidden);
Erro = zeros(nmbr, trials, num_hidden);
Early_stop = cell(nmbr, trials, num_hidden);
Erro_train = cell(nmbr, trials, num_hidden);
Erro_val = cell(nmbr, trials, num_hidden);
Erro_test = cell(nmbr, trials, num_hidden);
plotar = 0;
resample_nr = 1;

// Number of committees equal to the number of resamples nmbr
T = resample(input_data, nmbr);

for k1 = 1:nmbr // 1 simulation to each resample
[input_train, output_train, input_val, output_val, input_test, output_test, max_in, max_out] =
divide_data(input_data, output_data, T(:, k1));
for k3 = 1:num_hidden // 1 simulation for each num_hidden
for k2 = 1:trials // 1 simulation for each initial condition
clc
disp('ANNie C. - Artificial Neural Network Committee Machine')
disp('Universidade Federal da Fronteira Sul')
disp('-----')
disp('Currently working on:');
disp(k1, 'Resample number:');
disp(k2, 'Initial condition trial:');
disp(k3, 'Hidden layer number:');
disp('-----')

[output, weights, peights, biasH, biasO, erro_train, erro_val, epoch_min, erro_min] =
ann_train(input_train, output_train, input_val, output_val, plotar, max_in, max_out, k1, hidden(k3), nr_epochs, coef);
if num_hidden==1 then
Weights(k1, k2).entries = weights;
Peights(k1, k2).entries = peights;
BiasH(k1, k2).entries = biasH;
BiasO(k1, k2).entries = biasO;
Erro_train(k1, k2).entries = erro_train;
Erro_val(k1, k2).entries = erro_val;
Early_stop(k1, k2).entries = [epoch_min erro_min];
[output, erro_test] =
ann_test(input_test, output_test, weights, peights, biasH, biasO, max_in, max_out, nmbr, plotar);
Erro_test(k1, k2).entries = erro_test;
Erro(k1, k2) = norm(erro_test);
else
Weights(k1, k2, k3).entries = weights;
Peights(k1, k2, k3).entries = peights;
BiasH(k1, k2, k3).entries = biasH;
BiasO(k1, k2, k3).entries = biasO;
Erro_train(k1, k2, k3).entries = erro_train;
Erro_val(k1, k2, k3).entries = erro_val;
Early_stop(k1, k2, k3).entries = [epoch_min erro_min];

```