



Foto: Daniela Cândido

COMUNICADO  
TÉCNICO

576

Concórdia, SC  
Novembro, 2020

**Embrapa**

## Aclimação e enriquecimento de biomassa nitrificante usando águas residuárias da suinocultura para partida de reator em grande escala

Fabiane Goldschmidt Antes  
Camila Ester Hollas  
Bruno Venturin  
Alice Chiapetti Bolsan  
Angélica Chini  
Gabriela Bonassa  
Heitor Henriques Guedes Mutchamua  
Fernanda Barizon  
Airton Kunz

# Aclimação e enriquecimento de biomassa nitrificante usando águas residuárias da suinocultura para partida de reator em grande escala<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Fabiane Goldschmidt Antes, Química Industrial, doutora em Química, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC; Camila Ester Hollas, Engenheira Ambiental, mestre em Engenharia Agrícola, doutoranda do programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR; Bruno Venturin, Engenheiro Ambiental e Sanitária, mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, doutorando do programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR; Alice Chiapetti Bolsan, graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade do Oeste de Santa Catarina, Joaçaba, SC; Angélica Chini, Engenheira Ambiental, mestre em Engenharia Agrícola, doutoranda do programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR; Gabriela Bonassa, graduada em Tecnologia em Biocombustíveis com habilitação em Química, mestre em Engenharia de Energia na Agricultura, doutoranda do programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR; Heitor Henriques Guedes Mutchamua, licenciatura em Agro-Processamento, mestre em Engenharia de Alimentos, professor do Instituto Superior Politécnico de Gaza, Chokwe, Gaza, Moçambique; Fernanda Barizon, Engenheira Ambiental, mestranda do programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental (PPGEA) pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, PR; Airtun Kunz, Químico Industrial, doutor em Química, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC.

## Introdução

Diversas atividades agroindustriais têm potencial para afetar negativamente o meio ambiente em função da disposição inadequada de resíduos. Altas concentrações de poluentes na água podem causar graves danos ao meio ambiente devido à redução do oxigênio dissolvido, eutrofização de corpos d'água, mortalidade de organismos e danos adversos à saúde humana (Chen et al., 2018). Nesse sentido, a suinocultura é conhecida por gerar grandes volumes de resíduos com elevadas concentrações de contaminantes, sendo a amônia um dos principais poluentes presentes (Bortoli

et al., 2019). A poluição da água por espécies químicas de nitrogênio é um dos principais impactos ambientais da atualidade e, com isso, a remoção deste nutriente tornou-se uma ferramenta fundamental para o tratamento de efluentes (Xia et al., 2020).

Dentre as tecnologias empregadas para remover o nitrogênio das águas residuais o processo convencional, de nitrificação seguida de desnitrificação, é eficiente e amplamente utilizado (Gruber-Dorninger et al., 2015). Apesar de ser uma tecnologia robusta, um dos principais desafios impostos para a remoção do nitrogênio de efluentes da produção animal por meio de nitrificação

e desnitrificação é iniciar o processo de forma rápida e sem inibições. Isto ocorre devido a sensibilidade que os organismos nitrificantes apresentam em relação a outros, como os heterotróficos, que crescem no mesmo meio, principalmente em termos de diferença nas velocidades de crescimento entre essas populações, favorecendo os microrganismos heterotróficos em detrimento dos nitrificantes (Zoppas et al., 2016).

Com isso, a aclimação prévia de microrganismos nitrificantes sob condições ideais de crescimento torna-se uma estratégia essencial para otimizar o início dos reatores em larga escala. Essa estratégia possibilita melhorar a atividade biológica de oxidação do nitrogênio amoniacal, permitindo o início mais rápido dos sistemas de tratamento de efluentes agropecuários e agroindustriais, juntamente com a redução da suscetibilidade à inibição de microrganismos (Yu et al., 2020). Porém, os processos convencionais de aclimação são dispendiosos e dependem de longos períodos. O uso de efluentes sintéticos e análises sofisticadas para o monitoramento da evolução da biomassa dificultam a adoção de tais práticas em larga escala (Navada et al., 2020).

Como exemplo disso, na Tabela 1 são mostrados os valores de atividade nitrificante típicos encontrados nos lodos de unidades de remoção de nitrogênio. Em média, a atividade nitrificante observada é de  $2,8 \pm 1,2 \text{ mgN g}_{\text{SSV}}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . Comparando esses valores com os de Kim et al. (2007), que aclimataram um

lodo nitrificante, a atividade relatada pelos autores após a aclimação é cerca de 20 vezes superior em relação aos dados apresentados na Tabela 1. Porém para isso foi necessário um período de 4 meses, com a utilização de efluente sintético para a alimentação, o que é muito desvantajoso do ponto de vista de grande escala, devido ao longo período e aos custos associados aos reagentes necessários para o preparo do meio sintético, tornando-se praticamente inviável considerando a realidade agroindustrial brasileira.

Assim é possível evidenciar a importância da aclimação do lodo, uma vez que os microrganismos envolvidos no processo de nitrificação apresentam baixa velocidade de crescimento em comparação aos microrganismos heterotróficos. Considerando a partida de um reator, um dos grandes desafios é reduzir os efeitos inibitórios que podem advir de alterações no sistema de tratamento com nitrogênio, como sobrecarga, falhas de operação e diferenças nas características dos efluentes que podem retardar a atividade nitrificante (Guo et al., 2007).

Com isso, o estabelecimento de um protocolo simples para a aclimação da biomassa nitrificante, utilizando efluentes da suinocultura como meio de alimentação, pode simplificar o processo e reduzir os tempos de partida destes reatores.

**Tabela 1.** Velocidades específicas de consumo de nitrogênio amoniacal encontradas na literatura em plantas para remoção de nitrogênio.

Taxa específica de consumo de amônia	Reator / efluente	Referência
4,7 $m_{gN-NH_4} g_{ST}^{-1} h^{-1}$ (Fase 1) 2,3 $mg_{N-NH_4} g_{ST}^{-1} h^{-1}$ (Fase 2)	Lodo ativado de leito fixo em larga escala Remoção biológica de fósforo (IFAS-EBPR) Tratamento de águas residuais municipais	Onnis-Hayden et al., 2011
3,25 ± 0,52 $mg_{N-NH_4} g_{SSV}^{-1} h^{-1}$ (Média de 10 estações)	10 estações de tratamento de águas residuais para remoção de nutrientes biológicos em grande escala em Xi'an, China	Yao e Peng, 2017
2,02 $mg_{N-NH_4} g_{SSV}^{-1} h^{-1}$ (C/N 10) 1,36 $mg_{N-NH_4-N} g_{SSV}^{-1} h^{-1}$ (C/N 5)	UCT-MBR (Biorreator de membrana da Universidade da Cidade do Cabo), mistura de efluente doméstico e efluente sintético	Mannina et al., 2016
2,9 $mg_N g_{SSV}^{-1} h^{-1}$	Estação de tratamento de águas residuais em grande escala	Drewnowski et al., 2018

## Configuração e operação dos reatores para aclimação

Para o desenvolvimento do processo, reatores de 1000 L (container IBC) foram aerados por um soprador de 2982,8 W (WEG, Jaraguá do Sul, Brasil) conectado a difusores de ar. O inóculo nitrificante foi obtido de um reator de nitrificação instalado em uma estação de tratamento de dejetos suínos localizada em Concordia/SC (27 ° 18'S, 51 ° 59'W) (Kunz et al., 2006). Uma proporção de 1:2 de inóculo e efluente foi usada em cada tanque.

Os reatores foram alimentados com uma mistura de efluentes da suinocultura 1:4 (v/v), ou seja, 25% de efluente de um biodigestor UASB (S-UASB) e 75% de

efluente de um reator nitrificante (S-RBA) a fim de ajustar a concentração de amônia para aproximadamente 350  $mg L^{-1}$  (Bortoli et al., 2019), conforme Tabela 2. A alcalinidade foi suplementada com adição de cal hidratada ( $Ca(OH)_2$ , grau comercial, pureza ≥ 92%), por ajuste à faixa de pH entre 7,5 e 8,0.

Os reatores foram operados com alimentação em batelada com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 24 horas. Diariamente, no mesmo horário, as bombas de aeração foram desligadas e, após 30 minutos para a sedimentação dos lodos, o sobrenadante foi drenado e substituído por uma nova alimentação (até o volume total de trabalho do reator). A aclimação dos microrganismos foi realizada por 17 dias.

**Tabela 2.** Características da água residual usada na alimentação do processo de aclimação dos reatores (entrada) e do efluente do processo (saída). Os parâmetros representam a média  $\pm$  desvio padrão das concentrações durante todo o tempo de aclimação.

Parâmetro	Entrada	Saída
N-NH <sub>3</sub> , mg L <sup>-1</sup>	355 $\pm$ 116	92,3 $\pm$ 73,8
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , mg L <sup>-1</sup>	< LQ	54,1 $\pm$ 40,3
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , mg L <sup>-1</sup>	< LQ	45,8 $\pm$ 29,8
Alcalinidade, mg <sub>CaCO3</sub> L <sup>-1</sup>	3599 $\pm$ 1647	2117 $\pm$ 928
pH	7,7 $\pm$ 0,3	7,6 $\pm$ 0,4

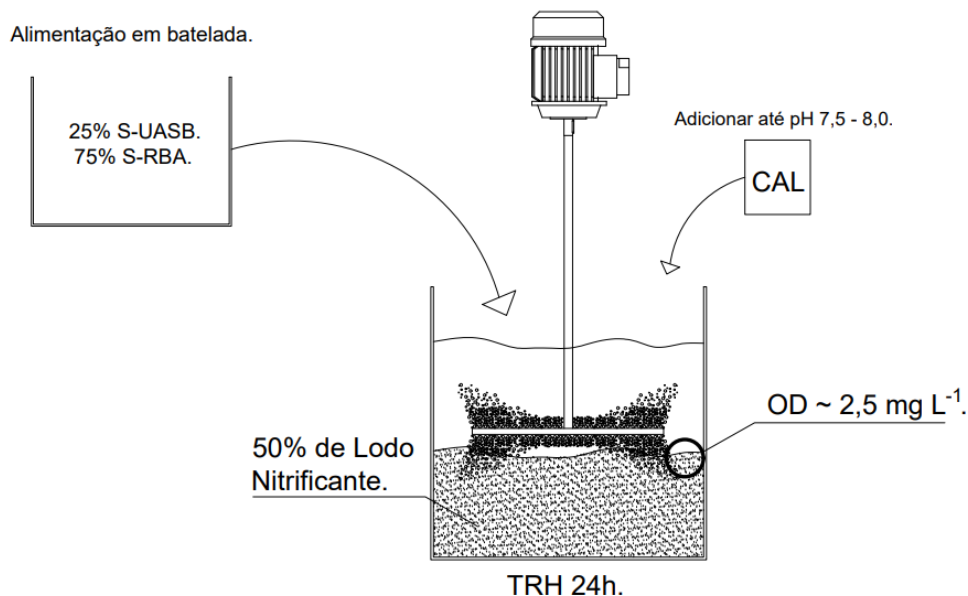
LQ: Limite de quantificação.

LQ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 0,1 mg L<sup>-1</sup>.

LQ N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: 0,1 mg L<sup>-1</sup>.

Na Figura 1 é apresentado um esquema do sistema de aclimação utilizado e que pode ser implantado para

outros processos para a aclimação de biomassa nitrificante.



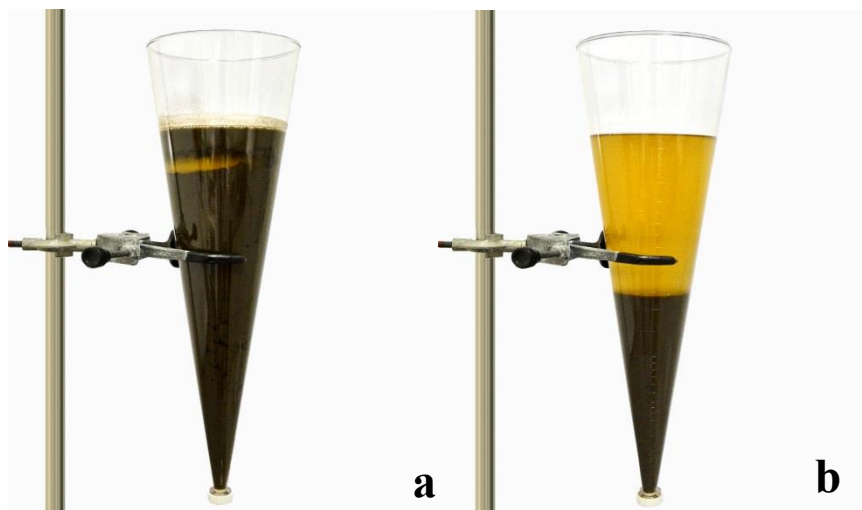
**Figura 1.** Representação esquemática do processo de aclimação do lodo nitrificante com efluente da suinocultura. No início da aclimação, metade do volume do reator (50%) correspondeu à lodo nitrificante.

## Desempenho da técnica de aclimação

Ensaio foram conduzidos na Embrapa Suínos e Aves a fim de verificar as melhores condições para a aclimação da biomassa nitrificante. Após a aclimação do lodo, o processo de nitrificação atingiu uma eficiência de  $76,3 \pm 15,4\%$ , ou seja, cerca de 76% do nitrogênio amoniacal presente no efluente foi convertido em nitrito e nitrato. A temperatura e o pH mantiveram-se em torno de  $26 \pm 0,6 \text{ }^\circ\text{C}$  e  $7,7 \pm 0,3$ , respectivamente.

De acordo com Liu et al. (2018) embora concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido, em algumas situações, favoreçam a taxa de transferência

de oxigênio no meio, também pode favorecer o crescimento de organismos filamentosos que podem afetar a sedimentação de lodo. Corroborando com isso, após os experimentos foi possível verificar que a aclimação nitrificante alterou visualmente as características do lodo, alterando também a sedimentabilidade dos mesmos (Figura 2). O lodo passou de entumecido, com velocidade de sedimentação próxima a zero, para floculento com velocidade de sedimentação de  $0,7 \text{ cm h}^{-1}$ . Isso é interessante, pois a alta taxa de sedimentação (índice de volumétrico de lodo  $<150 \text{ mL g}^{-1}$ ) favorece o sistema de tratamento. O lodo entumecido é um dos problemas comuns nas estações de tratamento de águas residuais (Han et al., 2018).



**Figura 2.** Características visuais do lodo (a) antes (lodo entumecido) e (b) após aclimação (boa sedimentabilidade).

A velocidade específica de consumo de substrato na nitrificação antes da aclimação foi de  $3,41 \text{ mg}_N \text{ g}_{SSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$  e após o período de aclimação aumentou para  $4,19 \text{ mg}_N \text{ g}_{SSV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . Esses resultados representam um aumento na capacidade de oxidação do substrato de 1,23 vezes. Comparando os dados encontrados com os valores apresentados na Tabela 1 é possível verificar como o sistema proposto beneficiou a atividade nitrificante, visto que o valor de atividade obtido foi superior à média observada na literatura.

Após experimentos de aclimação e com os resultados obtidos, o lodo nessas condições foi utilizado para inocular um sistema de remoção de nitrogênio em escala real utilizado para tratar efluente de biodigestor de dejetos suínos. O sistema consiste em um reator de nitrificação com um volume de trabalho de  $1272 \text{ m}^3$ , operando com TRH de 23,5 dias e taxa de carregamento de  $0,22 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de nitrogênio. O reator foi inicialmente preenchido com água e, em seguida, o lodo aclimatado foi adicionado, correspondendo a 0,12% do volume do reator (aproximadamente 1500 L de lodo). Após 22 dias (equivalente ao TRH), a eficiência de oxidação de amônia foi de 84% no reator de nitrificação. Bortoli et al. (2019) necessitou de 45 dias para obter nitrificação eficiente em um sistema de tratamento semelhante, porém, em escala de laboratório e sem o uso de biomassa aclimatada. Portanto, é possível concluir que o menor tempo para obtenção de uma boa eficiência de oxidação de amônia no presente estudo

deve ser atribuído à aclimação da biomassa nitrificante, visto ser esperado que a partida do processo em um reator em escala real seja mais difícil e demande maior tempo para atingir níveis satisfatórios de eficiência comparado a escala de laboratório.

Além do fato de que o uso de biomassa aclimatada reduziu o tempo de inicialização do reator, é primordial enfatizar que esse processo foi realizado sem o uso de meio sintético. Portanto, a alimentação e aclimação diretamente com águas residuais da suinocultura durante esse período reduziu significativamente os custos operacionais, evitando o uso de efluente sintético.

## Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio prestado pelo projeto SISTRATES FUNTEC-BNDES (Contrato nº 15.2.0837.1), CNPq e CAPES.

## Referências

- BORTOLI, M.; KUNZ, A.; PRÁ, M. C. DE; SILVA, M. L. B. DA; CÉ, A.; SOARES, H. M. Simultaneous removal of nitrogen and organic carbon from swine wastewater using the pre-denitrification/nitrification process. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 14, n. 2, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2241>
- CHEN, Z.; KAHN, M. E.; LIU, Y.; WANG, Z. The consequences of spatially differentiated water pollution regulation in China. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 88, p. 468–485, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.01.010>

- DREWNOWSKI, J.; REMISZEWSKA-SKWAREK, A.; FERNANDEZ-MORALES, F. J. Model based evaluation of plant improvement at a large wastewater treatment plant (WWTP). **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 53, n. 7, p. 669–675, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1438821>
- GRUBER-DORNINGER, C.; PESTER, M.; KITZINGER, K.; SAVIO, D. F.; LOY, A.; RATTEI, T.; WAGNER, M.; DAIMS, H. Functionally relevant diversity of closely related *Nitrospira* in activated sludge. **ISME Journal**, v. 9, n. 3, p. 643–655, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/ismej.2014.156>
- GUO, W. S.; VIGNESWARAN, S.; NGO, H. H.; XING, W. Experimental investigation on acclimatized wastewater for membrane bioreactors. **Desalination**, v. 207, n. 1–3, p. 383–391, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.07.013>
- HAN, H. G.; LIU, Z.; GUO, Y. N.; QIAO, J. F. An intelligent detection method for bulking sludge of wastewater treatment process. **Journal of Process Control**, v. 68, p. 118–128, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jprocont.2018.05.002>
- KIM, J. Y.; RYU, K.; KIM, E. J.; CHOE, W. S.; CHA, G. C.; YOO, I. K. Degradation of bisphenol A and nonylphenol by nitrifying activated sludge. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 10, p. 1470–1474, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.06.010>
- KUNZ, A.; SCHIERHOLT, G.; MENOZZO, G. F.; BORTOLI, M.; RAMME, M.; COSTA, R. **Estação de tratamento de dejetos de suínos (ETDS) como alternativa na redução do impacto ambiental da suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 6 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 452).
- LIU, G.; WANG, J.; CAMPBELL, K. Formation of filamentous microorganisms impedes oxygen transfer and decreases aeration efficiency for wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 189, p. 502–509, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.125>
- MANNINA, G.; CAPODICI, M.; COSENZA, A.; DI TRAPANI, D. Carbon and nutrient biological removal in a University of Cape Town membrane bioreactor: Analysis of a pilot plant operated under two different C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, v. 296, p. 289–299, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.114>
- NAVADA, S.; VADSTEIN, O.; GAUMET, F.; TVETEN, A. K.; SPANU, C.; MIKKELSEN, Ø.; KOLAREVIC, J. Biofilms remember: Osmotic stress priming as a microbial management strategy for improving salinity acclimation in nitrifying biofilms. **Water Research**, v. 176, p. 1–9, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115732>
- ONNIS-HAYDEN, A.; MAJED, N.; SCHRAMM, A.; GU, A. Z. Process optimization by decoupled control of key microbial populations: Distribution of activity and abundance of polyphosphate-accumulating organisms and nitrifying populations in a full-scale IFAS-EBPR plant. **Water Research**, v. 45, n. 13, p. 3845–3854, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.039>
- XIA, Y.; ZHANG, M.; TSANG, D. C. W.; GENG, N.; LU, D.; ZHU, L.; IGALAVITHANA, A. D.; DISSANAYAKE, P. D.; RINKLEBE, J.; YANG, X.; OK, Y. S. Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorous from agricultural runoff: current practices and future prospects. **Applied Biological Chemistry**, v. 63, n. 1, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13765-020-0493-6>
- YAO, Q.; PENG, D. C. Nitrite oxidizing bacteria (NOB) dominating in nitrifying community in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. **AMB Express**, v. 7, n. 1, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0328-y>
- YU, L.; WANG, Y.; LI, R.; ZHANG, R.; ZHANG, X.; HUA, S.; PENG, D. The differential proliferation of AOB and NOB during natural nitrifier cultivation and acclimation with raw sewage as seed sludge. **RSC Advances**, v. 10, n. 47, p. 28277–28286, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1039/D0RA05252C>
- ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29–42, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220201600100134682>



Exemplares desta edição podem ser adquiridos na:

**Embrapa Suínos e Aves**

Rodovia BR 153 - KM 110  
Caixa Postal 321  
89.715-899, Concórdia, SC  
Fone: (49) 3441 0400  
Fax: (49) 3441 0497  
www.embrapa.br  
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

**1ª edição**

Versão eletrônica (2020)



MINISTÉRIO DA  
AGRICULTURA, PECUÁRIA  
E ABASTECIMENTO



PÁTRIA AMADA  
**BRASIL**  
GOVERNO FEDERAL

Comitê Local de Publicações  
da Embrapa Suínos e Aves

Presidente

*Marcelo Miele*

Secretária-Executiva

*Tânia Maria Biavatti Celant*

Membros

*Airton Kunz, Clarissa Silveira Luiz Vaz,*

*Gerson Neudi Scheuermann,*

*Jane de Oliveira Peixoto e*

*Monalisa Leal Pereira*

Supervisão editorial

*Tânia Maria Biavatti Celant*

Revisão técnica

*Martha Mayumi Higashiki*

*Ricardo Luis Radis Steinmetz*

Revisão de texto

*Monalisa Leal Pereira*

Projeto gráfico da coleção

*Carlos Eduardo Felice Barbeiro*

Editoração eletrônica

*Vivian Fracasso*