REVISTA BRASILEIRA DE TECNOLOGIA AGROPECUÁRIA

http://revistas.fw.uri.br/index.php/rbdta ISSN 2527-0613

IMPACTO DA FERTILIZAÇÃO NITROGENADA EM PASTAGENS PERENES NA CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS

Impact of nitrogen fertilization of perennials pastures on the contamination of natural resources

Gracieli Fernandes[1], Tales Tiecher[2], Ricardo Piton[3], André Pellegrini[4], Danilo Rheinheimer dos Santos[5]

[1] Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, email: gracieligfer@gmail.com;
[2] Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS;
[3] Técnico administrativo da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Frederico Westphalen, RS;
[4] Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Dois Vizinhos, PR;
[5] Professor do Departamento de Solos da UFSM, Santa Maria, RS.

Resumo: Muitas das unidades de produção familiar (UPF) do Norte do Rio Grande do Sul (RS) são baseadas na intensificação e concentração de sistemas produtivos, principalmente a suinocultura e a bovinocultura de leite. Nessas UPF costuma-se utilizar altas e frequentes doses de dejetos animais e fertilizantes químicos nitrogenados, muitas vezes acima da demanda de N exigida pelas pastagens perenes, aumentando o risco de contaminação ambiental pela transferência de N para os mananciais aquáticos. Neste trabalho avaliou-se a relação entre as doses de N total aplicadas anualmente via fertilizantes orgânicos e químicos, em pastagens perenes, e as concentrações das formas de N ($N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NH_4^+$) na água lixiviada e escoada, no solo e no tecido das pastagens. Para isso, foram monitoradas 14 unidades agropecuárias familiares de produção leiteira na região do Médio Alto Uruguai do RS nos anos de 2014 e 2015. As doses de N total aplicadas nas pastagens variaram de 45 a 2.000 kg de N ha^{-1} ano^{-1}. Dez UPF aplicam doses de N 1,25 a 10 vezes maiores que as recomendadas. A quantidade de N aplicada via fertilizante apresentou correlação positiva e significativa com o teor de $N\text{-}NO_3^-$ na água lixiviada. Em duas ocasiões a água lixiviada apresentou teores de $N\text{-}NO_3^-$ acima dos níveis críticos para a saúde humana (10 mg L^{-1}) em UPF que aplicaram entre 5 e 10 vezes a quantidade de N recomendada. A quantidade de N aplicada nas pastagens perenes foi o fator que mais influenciou o teor das formas de N na água lixiviada e escoada, no solo e na pastagem, enfatizando o potencial de contaminação da água pelo uso excessivo do fertilizante nitrogenado.

Palavras-chave: nitrato, fertilizantes nitrogenados, lixiviação, qualidade de água.

Abstract: Many of the family farms in the North of Rio Grande do Sul (RS) State, Brazil, are based on the intensification and concentration of productive systems, especially pig farms and dairy cattle. In these farms, high and frequent doses of animal manure and chemical nitrogen fertilizers are used, often above the demand of N by the perennials pastures, increasing the risk of environmental contamination by transferring N to water bodies. In this study, the relationship between the total N doses applied annually via organic and inorganic fertilizers in perennials pastures and the concentration of N forms ($N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$, and $N\text{-}NH_4^+$) in leached and runoff water, soil and pasture tissue were evaluated. For this purpose, 14 dairy family farms were monitored in the region of the Médio Alto Uruguai of RS in 2014 and 2015. The total N doses applied in the monitored pastures ranged from 45 to 2000 kg of N ha^{-1} $year^{-1}$. Ten farms apply doses of N 1.25 to 10 folds higher than recommended doses. The amount of N applied via fertilizer showed a positive and significant correlation with the $N\text{-}NO_3^-$ content in the leached water. In two occasions, the leached water presented levels of $N\text{-}NO_3^-$ above the critical levels to human health (10 mg L^{-1}) in dairy farms that applied between 5 and 10 times the amount of N recommended. The amount of N applied in perennial pastures was the factor that most influenced on the content of N forms in leached and drained water, soil and pasture, emphasizing the potential of contamination of the water by the excessive use of the nitrogen fertilizer.

Keywords: nitrate, nitrogen fertilizers, leaching, water quality.

Recebido em: 28-12-2016
Aceito em: 04-04-2017

1 INTRODUÇÃO

A região do Médio Alto Uruguai (MAU), no Sul do Brasil, é constituída por pequenas unidades de produção familiar (UPF), baseadas na intensificação e concentração dos sistemas produtivos de suínos, aves, bovinocultura de leite, fumo e grãos (PELEGRINI; PELLEGRINI; HILLESHEIM, 2015). Nessa região, os dejetos são utilizados como fertilizantes nas pastagens perenes.

Nos últimos anos, estes sistemas tornaram-se mais concentrados (PELEGRINI; PELLEGRINI; HILLESHEIM, 2015), impactando no uso do solo e na sua fertilidade (TIECHER et al., 2016). As pastagens perenes utilizadas para alimentação dos bovinos nessa região são predominantemente gramíneas, altamente responsivas ao aporte de nitrogênio (N). Por isso, são utilizadas altas e frequentes doses de dejetos animais, bem como de fertilizantes químicos nitrogenados para suprir tal demanda (ZHANG et al., 2016). As altas doses aplicadas estão também vinculadas ao grande volume de dejetos produzidos nas UPF e a falta de critérios para utilização dos mesmos. Em sistemas incorretamente dimensionados e manejados, a aplicação contínua de fertilizantes nitrogenados sobre uma mesma área aumenta o risco de contaminação ambiental. Quando o N é aplicado em excesso no solo, é rapidamente lixiviado na forma de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) ou transferido para os mananciais aquáticos via escoamento superficial (OVEJERO et al., 2016). Ao atingir os corpos d'água este nutriente pode contaminar o lençol freático, comprometer a qualidade dos recursos hídricos e a saúde humana e animal (KIM et al., 2015; SHALEV et al., 2015; KOH; LEE; LEE, 2016).

Dentre os fertilizantes orgânicos mais utilizados destacam-se a cama de aves e os dejetos líquidos de suínos. O uso de dejetos animais é uma alternativa interessante para diminuir a quantidade de insumos externos na UPF. Contudo, ambos dejetos líquidos de suínos e cama de aves possuem concentrações de nutrientes que são desbalanceadas com as necessidades das culturas. Por isso, o uso frequente e em altas doses desses dejetos pode ocasionar alterações nos atributos químicos do solo e na disponibilidade de nutrientes, e muitas vezes impactam negativamente o ambiente poluindo as águas superficiais e subsuperficiais (LOURENZI et al., 2017).

Durante o seu ciclo de desenvolvimento, as gramíneas absorvem quantidades diferenciadas de N sob a forma de $N\text{-}NO_3^-$ e amônio ($N\text{-}NH_4^+$), dependendo do tipo de fertilizante utilizado (COUTINHO et al., 2014; O'BRIEN et al., 2016). Gramíneas forrageiras fertilizadas com grandes quantidades de N, principalmente de origem orgânica, podem acumular nitrito ($N\text{-}NO_2^-$) e $N\text{-}NO_3^-$ e em suas folhas. Condições extremas onde a concentração de $N\text{-}NO_3^-$ na pastagem atinge 4.500 mg kg^{-1} podem causar intoxicações aos bovinos e levar a morte (JÖNCK et al., 2013).

Dessa forma, a quantificação das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NH_4^+$ no sistema solo-planta permitirá uma melhor compreensão da dinâmica do N e das relações desta com as fontes de fertilizantes nitrogenados (GROHSKOPF et al., 2016). Esta questão é particularmente relevante para a melhoria da sustentabilidade ambiental da pecuária leiteira e para a mitigação da poluição, principalmente com $N\text{-}NO_3^-$ (DEMURTAS et al., 2016).

Neste contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar a relação entre as doses de N total aplicadas anualmente via fertilizantes orgânicos (dejetos líquidos de suínos e cama de aves) e químicos, em pastagens perenes na região do MAU e, as concentrações das formas de N mineral encontradas no solo, na pastagem, na água escoada e na água lixiviada. Com isto, busca-se verificar se o manejo da adubação nitrogenada nas pastagens perenes do MAU das UPF apresenta riscos ao meio ambiente e a saúde humana e animal.

2 MATERIAL E MÉTODOS

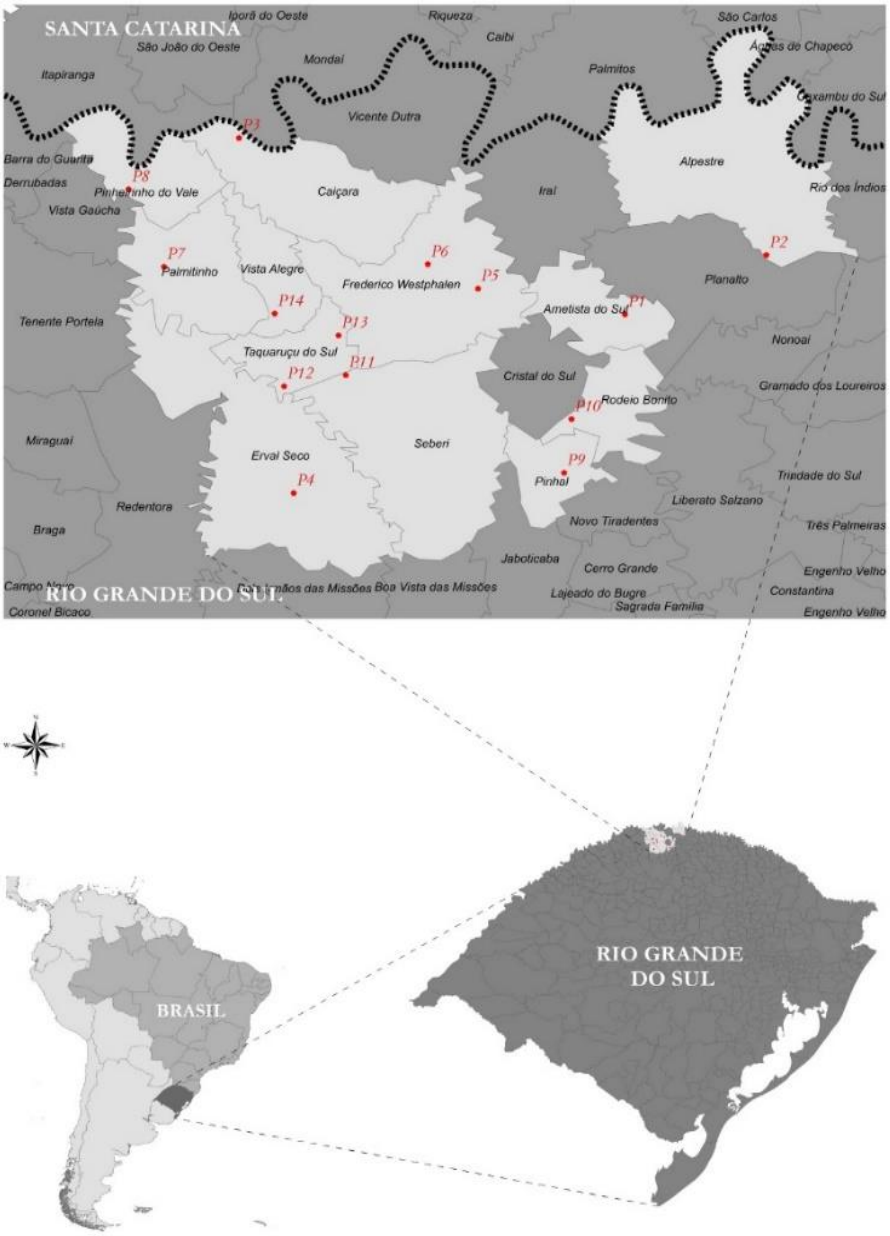
2.1 Caracterização do local de estudo

O estudo foi realizado na região do MAU no extremo Norte do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). A classificação climática da região é Cfa (clima subtropical), de acordo com a classificação de Köppen, com precipitações médias anuais variando de 1900 a 2200 mm e ocorrência de mais de 40 mm de chuva no mês mais seco do ano. A temperatura média anual é de 19 °C, variando com máxima de 18 °C e mínima de –3 °C no inverno. No verão, as temperaturas são superiores a 22°C (ALVARES et al., 2013).

O substrato litológico é composto de basaltos da Formação Serra Geral e as classes de solos mais expressivas são Latossolos, Neossolos, Cambissolos e Chernossolos. Os Latossolos são solos profundos, podendo alcançar vários metros de profundidade e, geralmente, possuem altos teores de argila e baixo conteúdo de areia (FINK & PEDRON, 2015). Os demais solos citados são normalmente pouco profundos, com baixo a moderado teor de argila sendo que alguns possuem elevado índice de pedregosidade (STRECK et al., 2008). A região é caracterizada pela agricultura familiar, utilização de práticas agrícolas com uso intensivo do solo e pela

baixa utilização de práticas conservacionistas (PELEGRINI; PELLEGRINI; HILLESHEIM, 2015; PELLEGRINI et al., 2015; MINELLA et al., 2015; TIECHER & MINELLA, 2015).

Figura 1 - Localização das unidades de produção familiar monitoradas em 12 municípios da região do MAU



2.2 Unidades de produção familiar monitoradas

Entre 2014 e 2015 foram monitoradas 14 unidades agropecuárias de produção leiteira, distribuídas em 12 municípios da região do MAU. Todas as áreas monitoradas foram compostas de gramíneas perenes de estação quente, com destaque para o Tifton 85 (10 unidades agropecuárias) e, com aplicação de diferentes tipos de fertilizantes: orgânicos, químicos ou ambos (Tabela 1).

Estimou-se a dose de N aplicada via dejetos utilizando a concentração média de N de 2,8 kg m^{-3} de dejetos líquidos de suínos (DLS) e 38 kg Mg^{-1} de cama de aviário, de acordo com os valores médios obtidos da SBCS (2016). A estimativa de aplicação de N via fertilizantes químicos foi feita diretamente a partir da concentração de N no fertilizante utilizado e a dose utilizada pelos agricultores. A caracterização dos atributos físicos e químicos do solo de cada UPF foi realizada seguindo a metodologia de Tedesco et al. (1995) e é apresentada na Tabela 2.

Tabela 1 - Caracterização das unidades de produção familiar e estimativa da quantidade de N aplicado anualmente

ID	Município	Tipo de pastagem	Adubação[1]	N aplicado via FQ	N aplicado via dejeto	N total aplicado
				---------- kg N ha^{-1} ano^{-1} ----------		
P1	Ametista do Sul	Tifton	DLS	0	300	300
P2	Alpestre	Pioneiro	CA+FQ	412	60	472
P3	Caiçara	Tifton	FQ	68	0	68
P4	Erval Seco	Jiggs	DLS+FQ	315	600	915
P5	Frederico Westphalen	Jiggs	FQ	45	0	45
P6	Frederico Westphalen	Aries	FQ	450	0	450
P7	Palmitinho	Tifton	DLS+FQ	45	80	125
P8	Pinheirinho do Vale	Tifton	DLS	0	1.000	1.000
P9	Pinhal	Tifton	DLS	0	2.000	2.000
P10	Rodeio Bonito	Tifton	FQ	315	0	315
P11	Seberi	Tifton	CA	0	210	210
P12	Taquaruçu do Sul	Tifton	FQ	180	0	180
P13	Taquaruçu do Sul	Tifton	DLS+FQ	90	1000	1090
P14	Vista Alegre	Tifton	FQ	0	200	200

[1] DLS, dejeto de suínos; CA, cama de aviário; FQ, fertilizante químico.

Tabela 2 - Caracterização físico-química das amostras de solo coletadas na profundidade de 0-10 cm

ID	MO	Argila	pH	P	K	Cu	Zn	Mn	Al	Ca	Mg	V[1]	m[2]	$CTC_{efetiva}$	CTC_{pH7}
	------% -----			---------- mg dm^{-3}----------					-- $cmol_c$ dm^{-3}--			-----% ----		--- $cmol_c$ dm^{-3} ---	
P1	3,0	30	5,8	3,5	313	15	17	34	0,0	10,3	4,1	81	0	15	19
P2	2,1	30	5,7	8,0	104	13	11	34	0,0	9,4	3,9	78	0	13	17
P3	3,2	20	5,8	11,5	207	12	14	25	0,0	22,2	6,6	88	0	29	33
P4	2,7	64	6,2	11,0	240	23	24	5	0,0	8,0	4,1	84	0	13	15
P5	4,0	25	5,6	2,1	48	12	11	81	0,0	10,7	3,0	75	0	14	18
P6	3,1	27	5,5	4,6	75	13	23	31	0,1	12,8	4,1	77	1	17	22
P7	3,4	35	5,6	3,7	299	26	24	39	0,0	8,2	3,2	77	0	12	16
P8	2,3	34	5,3	18,0	285	31	60	98	0,1	6,6	3,4	68	1	11	16
P9	2,2	15	5,5	68,5	864	9	20	21	0,0	19,4	6,3	89	0	28	31
P10	3,2	34	5,8	3,5	197	18	17	24	0,0	8,6	3,1	77	0	12	16
P11	2,1	79	5,2	9,7	228	13	7	47	0,1	4,7	2,4	66	1	8	12
P12	4,0	30	5,2	10,0	127	10	18	36	0,1	13,1	3,8	75	1	17	23
P13	2,8	31	6,2	39,0	601	22	36	11	0,0	15,5	7,4	90	0	24	27
P14	4,0	23	5,6	16,0	389	11	22	91	0,1	12,9	4,4	80	0	18	23

[1] Saturação por bases. [2] Saturação por alumínio.

2.3 Coleta das amostras de água, solo e pastagem

Seis períodos de amostragem foram avaliados em 2014 (março, maio, setembro e dezembro) e 2015 (fevereiro e maio), onde foram coletados solo, pastagem, água escoada e lixiviada, em períodos imediatamente posteriores a precipitações pluviométricas maiores que 70 milímetros (mm) na região (Tabela 3). Para monitorar os níveis de N mineral lixiviado em subsuperfície foi aberto um orifício de aproximadamente 0,3 m de diâmetro no solo e profundidade de aproximadamente 1,2 m, na parte inferior de cada UPF onde havia possibilidade de concentração de fluxo subsuperficial. Este pequeno poço foi revestido através da introdução de um piezômetro de tubo aberto (Tipo Casagrande) com 1,5 m de comprimento, com pequenas perfurações na parte inferior do tubo (0,4 m de

extensão) que serviram como um pré-filtro de grandes partículas. Ao entorno do tubo foi colocada areia média, até aproximadamente 0,5 m de profundidade. Instalou-se um extrator em cada unidade agropecuária de produção leiteira. A extração da amostra foi realizada utilizando um sistema composto por uma bateria, um pequeno motor e mangueiras, capazes de aspirar a água do interior do tubo e depositá-la no frasco de coleta, adaptando, desta forma, à metodologia utilizada por Kaiser et al. (2010).

Tabela 3 - Precipitações pluviométricas antecedentes e períodos de coleta

Duração das precipitações anteriores à coleta (dias)	Precipitação média anterior à coleta (mm)	Período de coleta
4	75	19 e 20 de março de 2014
2	73	21, 22 e 23 de maio de 2014
1	72	18 e 19 de setembro de 2014
4	77	03 e 04 de dezembro de 2014
3	74	19 e 20 de fevereiro de 2015
1	80	20 e 21 de maio de 2015

Próximo ao ponto onde foi colocado o tubo, em um local com possibilidade de concentração de fluxo superficial da água da chuva foi instalado um recipiente coletor com capacidade para 5 L que amostrou uma alíquota do escoamento superficial. O mesmo era composto de duas mangueiras de 5 mm de diâmetro, uma posicionada a 3 cm da superfície do solo no centro do sulco de escoamento e outra que serviu de respiro para não haver impedimento pela saída de ar do recipiente no momento da entrada da enxurrada.

A amostragem de solo em cada UPF consistiu na coleta de 15 subamostras na profundidade de 0–10 cm, sendo estas colocadas em um balde e homogeneizadas para formar amostras representativas. A amostragem das pastagens foi realizada a partir da coleta de 15 subamostras da parte aérea das plantas na altura de 15–20 cm, na mesma área e no mesmo momento de coleta de água e solo. Após a coleta, as amostras de solo, pastagem e água foram acomodadas em caixas de isopor com gelo para evitar transformações das formas de N, levadas ao laboratório e armazenadas em geladeira até a secagem e moagem (solo e pastagem) e realização das análises. As amostras de solo e pastagem foram secas em estufa à temperatura de 65ºC, até atingirem massa constante e moídas em moinho de martelos e moinho tipo Willey, respectivamente.

2.4 Análise das formas de N na água, solo e pastagem

A determinação das concentrações de $N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NH_4^+$ foi realizada por destilação com posterior titulação da alíquota destilada (TEDESCO et al., 1995). Para as análises de solo e pastagem pesou-se 5 g de cada amostra, procedeu-se à extração com 50 mL de KCl 1 mol L^{-1}, à agitação por 30 minutos e decantação pelo mesmo período. Pipetou-se uma alíquota de 20 mL do extrato para frasco de destilação de 100 mL e adicionou-se 0,2 g de óxido de magnésio (MgO). Recolheu-se uma alíquota de 35 mL de destilado, representativa da fração amoniacal, em erlenmeyer contendo 5 mL de indicador ácido bórico. Ajustou-se outro frasco de erlenmeyer ao condensador, com 5 mL de indicador de ácido bórico, adicionou-se 0,2 g de liga Devarda e realizou-se uma nova destilação, cujo destilado representava a soma de $N\text{-}NO_3^-$ e $N\text{-}NO_2^-$. Os destilados foram titulados com ácido sulfúrico (H_2SO_4) 0,0025 mol L^{-1} até coloração rosa claro. Para determinar o teor de $N\text{-}NO_3^-$, pipetou-se outra alíquota de 20 mL do extrato, adicionou-se 1 mL de ácido sulfâmico para decompor o $N\text{-}NO_2^-$ e realizou-se a destilação seguindo os mesmos procedimentos descritos anteriormente. O primeiro destilado não foi titulado e o segundo, contendo $N\text{-}NO_3^-$ foi titulado até coloração rosa claro. O teor de $N\text{-}NO_2^-$ foi obtido pela diferença entre as duas destilações com liga Devarda. Para as amostras de água pipetou-se uma alíquota de 100 mL para balão de 500 mL e procedeu-se à destilação e posterior titulação do destilado, conforme descrito para solo e pastagem.

2.5 Análise estatística

A comparação do teor das formas de N ($N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NH_4^+$) entre os tipos de fertilização foi realizada utilizando o teste de comparação não-paramétrico de Kruskal-Wallis *H*. Além disso, foi realizada uma análise de correlação linear de Pearson entre as formas de N mineral no

solo, na pastagem e na água lixiviada e escoada, e a quantidade de N aplicado via fertilizante químico e orgânico.

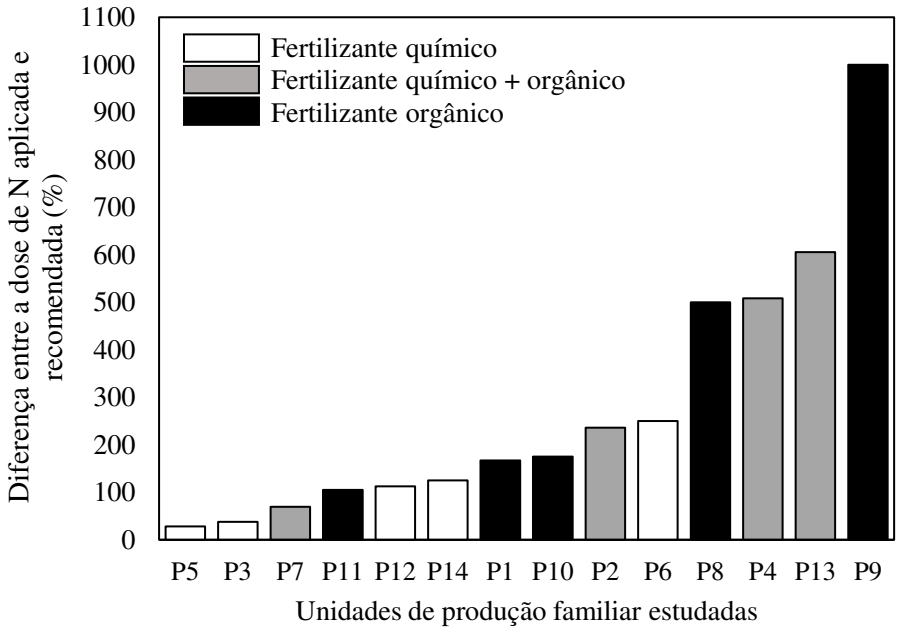
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Necessidade de fertilização nitrogenada

As gramíneas perenes de estação quente são incluídas em sistemas pastoris utilizados continuamente por vários anos. Essas gramíneas, com destaque para Tifton, Jiggs, Aries e Pioneiro (as quais foram utilizadas no estudo), requerem doses de N anuais que variam de acordo com o teor de matéria orgânica do solo (MOS) (SBCS, 2016). Nas áreas avaliadas, as doses de N total aplicadas anualmente nas áreas de pastagens variaram de 45 (UPF P5) a 2.000 kg de N ha^{-1} ano^{-1} (UPF P9). A SBCS (2016) recomenda aumentar a dose de N aplicada à medida que diminui o teor de MOS e parcelar as doses. Recomenda-se doses entre 180 e 200 kg N ha^{-1} ano^{-1} para teores de MOS entre 1,6 e 2,5% (UPF P2, P8, P9 e P11); entre 160 e 180 kg N ha^{-1} ano^{-1} para teores de MOS entre 2,6 e 3,5% (UPF P1, P3, P4, P6, P7, P10, P13); e entre 140 e 160 kg ha^{-1} ano^{-1} para teores de MOS entre 3,6 e 4,5% (UPF P5, P12 e P14).

Com base na recomendação da SBCS (2016), somente a UPF P11 aplicou doses de N de acordo com a necessidade da pastagem (Figura 2). As UPF P5, P3 e P7 aplicaram doses abaixo da recomendada, o que pode resultar em diminuição de produção da pastagem. As UPF P12 e P14 aplicaram doses ligeiramente maiores que a recomendada e as UPF P1, P10, P2 e P6 aplicaram de 1,7 a 2,5 vezes a dose recomendada, o que indica potencial moderado de contaminação da água. Já as UPF P8, P4, P13 e P9 aplicaram de 5 a 10 vezes a demanda da pastagem, implicando em elevado potencial de contaminação da água. Doses abaixo do recomendado podem diminuir a produção de forragem enquanto que a aplicação de fertilizantes em excesso, acima das necessidades das plantas, aumentam o risco de poluição dos corpos d'água (LAWNICZAK et al., 2016). Das 10 UPF que aplicam doses superiores ao recomendado, 7 delas ou utilizam adubação orgânica ou a combinação da química e orgânica, o que demonstra que os critérios utilizados para adubação não são os mais adequados, ocasionando adubações em excesso. Na Região do Médio Alto Uruguai, os dejetos animais são aplicados nas lavouras indiscriminadamente, na maioria das vezes sem análises de solo e com sucessivas aplicações nas mesmas áreas, várias vezes ao ano. Frequentemente, o volume total de dejetos produzidos e a área disponível para dispor os dejetos, corresponde à dose de dejetos aplicada (CAPOANE et al., 2017). A utilização de fertilizantes nitrogenados em quantidades superiores às necessidades das culturas tem sido a principal fonte de contaminação das águas superficiais e subsuperficiais (LAWNICZAK et al., 2016; BILLEN; GARNIER; LASSALETTA, 2013; KYLLMAR et al., 2014).

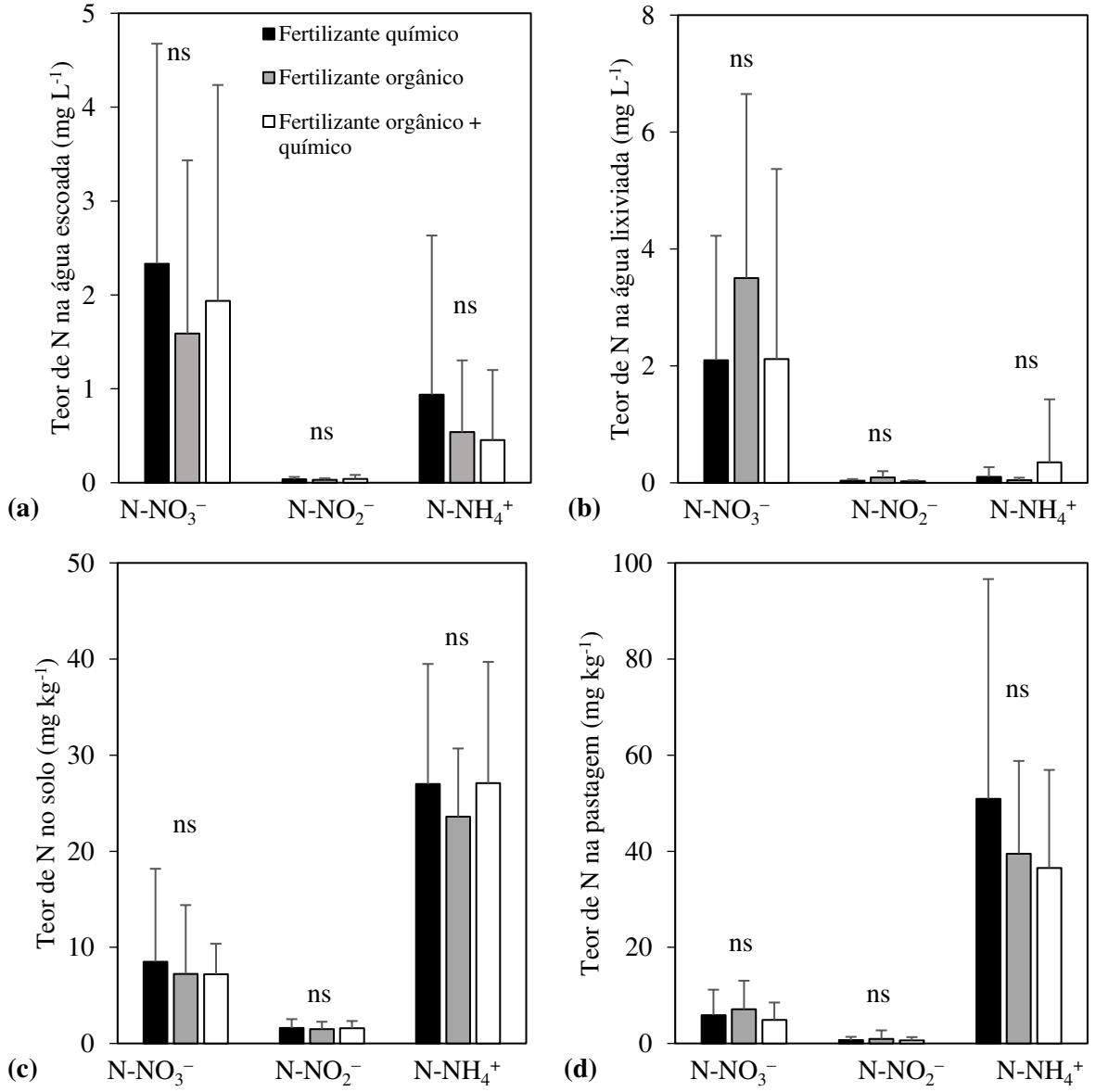
Figura 2 - Diferença entre a dose de N aplicada e a recomendada nas áreas de pastagens perenes das unidades de produção monitoradas.



3.2 Influência das fontes de fertilizantes nitrogenados

A natureza do fertilizante utilizado (químico ou orgânico) não afetou o teor das formas de N na água escoada e lixiviada, no solo e na pastagem (Figura 3). Isso pode ter ocorrido devido à dinâmica do N no solo, extremamente complexa. Após a aplicação do fertilizante ocorre uma rápida oxidação do $N\text{-}NH_4^+$ a $N\text{-}NO_2^-$ e, posteriormente, a $N\text{-}NO_3^-$. No entanto, existem vários fatores que interferem nas formas de N liberado no solo, bem como na absorção e assimilação das suas formas pela planta, tais como as taxas de precipitação, doses de fertilizantes aplicadas e atributos do solo (tipo de solo e sistemas de cultivo) (FANG et al., 2013; BARROS; ISIDORO; ARAGÜÉS, 2012; JABLOUN et al., 2015; FAN et al., 2017).

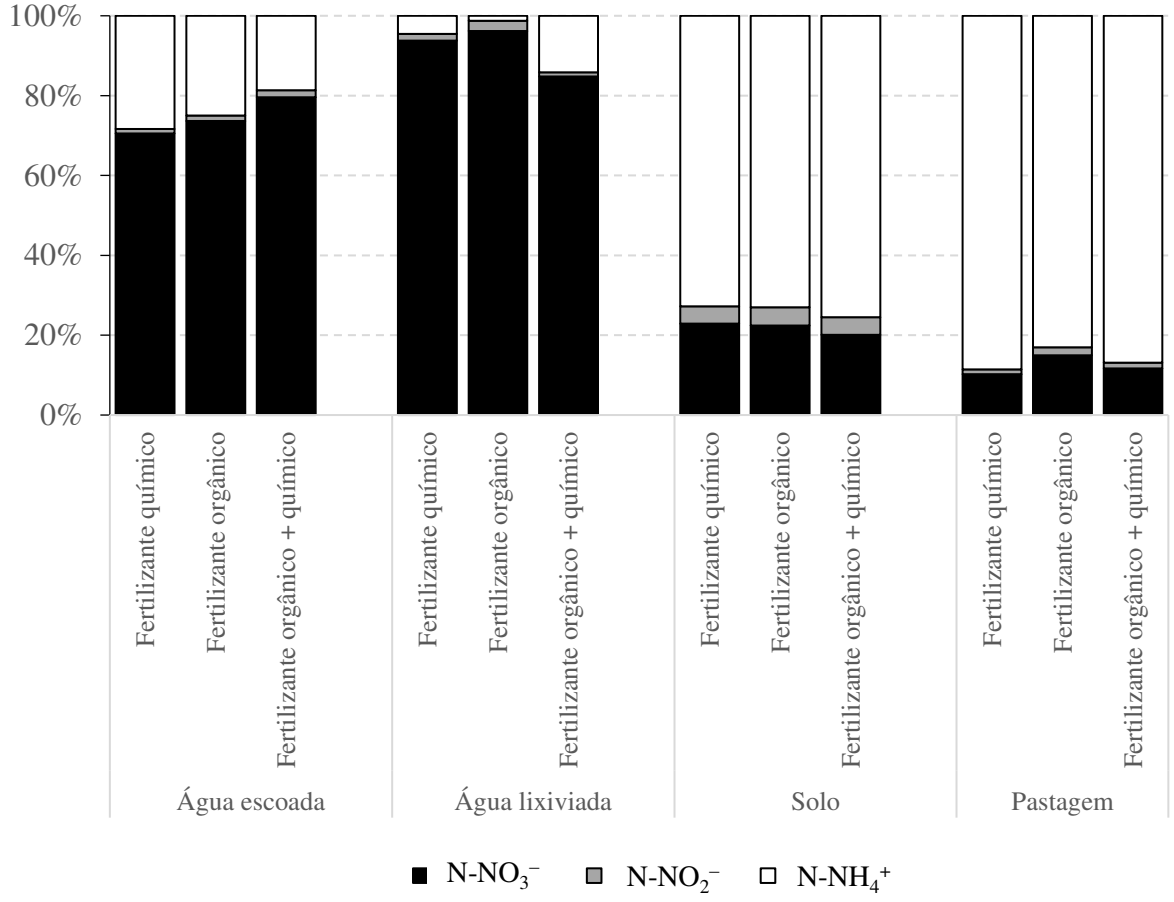
Figura 3 - Concentração média das formas de N ($N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$ e $N\text{-}NH_4^+$) na água escoada (a), na água lixiviada (b), no solo (c) e na pastagem (d) em função do tipo de adubação utilizada. Valores de cada barra correspondem a média das seis coletas realizadas.



Foi possível verificar que na água do escoamento e na água de lixiviação, o N está presente principalmente na forma de $N\text{-}NO_3^-$, enquanto que no solo e na pastagem a concentração de N ocorreu majoritariamente na forma de $N\text{-}NH_4^+$ (Figura 4). Nos solos agrícolas aerados, o $N\text{-}NO_3^-$ é a forma de N mais disponível. Somente ocorre predominância de $N\text{-}NH_4^+$ logo após o uso da

adubação nitrogenada, que apresenta o N na forma amoniacal e em períodos de excesso de água no solo, devido à inibição do processo de nitrificação realizada pelos microrganismos aeróbicos (KAISER et al., 2010; LORENSINI et al., 2012; OVEJERO et al., 2016). Isso explica a maior concentração de $N\text{-}NH_4^+$ no solo, visto que a coleta de solo foi realizada logo após as precipitações pluviométricas, juntamente com a coleta de água. Ou seja, a concentração de N no solo varia ao longo do tempo, de acordo com as condições químicas, físicas e biológicas reinantes. Com o transcorrer do tempo, a concentração de $N\text{-}NH_4^+$ decresce, em qualquer sistema de manejo, devido ao processo de nitrificação e pela absorção de parte do $N\text{-}NH_4^+$ pelas plantas em crescimento (KAISER et al., 2010).

Figura 4 - Distribuição das formas de N na água escoada e lixiviada, no solo e no tecido das pastagens perenes das unidades de produção familiar monitoradas em função do tipo de fertilizante utilizado (químico, orgânico, ou a combinação de ambos).

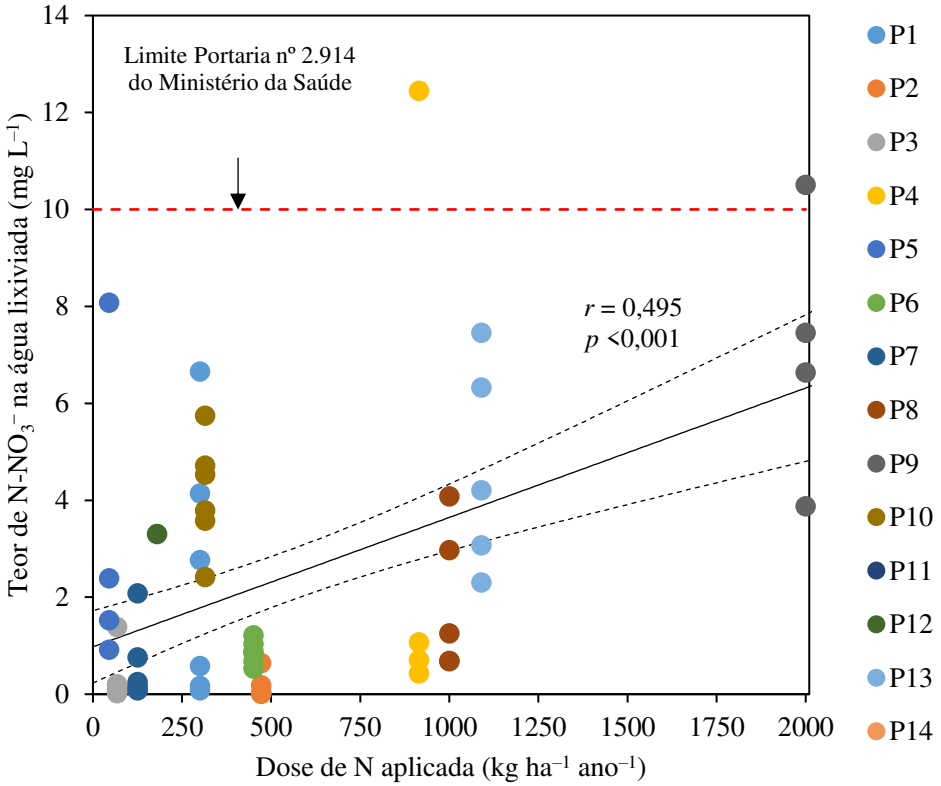


As concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ e $N\text{-}NO_2^-$ nas águas para consumo humano não podem exceder os valores de potabilidade de 10 mg L^{-1} e 1,0 mg L^{-1}, respectivamente, estabelecidos pela Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (VARNIER et al., 2010; BRASIL, 2016). Altas concentrações de $N\text{-}NO_3^-$ na água destinada ao consumo humano podem ocasionar disfunção da glândula tireoide, produção de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas, e nos bebês, uma diminuição na capacidade do sangue para transportar oxigênio (O_2), conhecida como metemoglobinemia. O desenvolvimento da metemoglobinemia a partir do $N\text{-}NO_3^-$ nas águas depende de sua conversão bacterial para $N\text{-}NO_2^-$ durante a digestão, o que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal. O $N\text{-}NO_2^-$ possui efeito mais rápido e pronunciado do que o $N\text{-}NO_3^-$ quando da sua presença nas águas (NUNES et al., 2010; JADOSKI et al., 2010).

Em duas ocasiões a água lixiviada apresentou teores de $N\text{-}NO_3^-$ acima dos níveis críticos para a saúde humana, na terceira (UPF P4) e na sexta coleta (UPF P9) (Figura 5). Essas duas UPF aplicam 5 e 10 vezes, respectivamente, a quantidade de N recomendada (Figura 2). Nestes dois períodos, setembro de 2014 e maio de 2015, as precipitações

ocorreram apenas no dia anterior à coleta, o que pode explicar as altas concentrações desse nutriente. A lixiviação de N-NO_3^- é muito maior nas primeiras chuvas, após a adição do fertilizante, em particular quando o adubo utilizado for o dejeto suíno, que apresenta grande parte do N na forma de nitrato. As condições climáticas locais e as propriedades do solo devem ser levadas em conta na identificação das perdas de N, devido à observação de valores de N-NO_3^-, N-NO_2^- e N-NH_4^+ espacialmente heterogêneos entre as áreas de coleta. A precipitação pode ser o fator mais sensível para a perda de N para os mananciais hídricos e, inclusive, pode apresentar maior impacto do que as taxas de fertilização (ZHAO et al., 2016).

Figura 5 - Relação entre o teor de N-NO_3^- na água lixiviada e a dose de N aplicada. Linha pontilhada indica o limite de confiança de 95%.



O N-NO_3^- é um elemento bastante móvel no solo, pela sua baixa carga residual, sendo rapidamente lixiviado com a água da chuva (CAPOANE et al., 2014), quando o fluxo descendente de água ultrapassa o alcance das raízes. Na UPF P4 fatores como condições do solo (umidade, concentração de N já existente, devido a aplicações anteriores), declividade do terreno e doses elevadas de fertilizantes, facilitaram as perdas de N por lixiviação de N-NO_3^-, contribuindo para a contaminação da água subterrânea. Na UPF P9, além da alta intensidade da chuva no dia anterior à sexta coleta, a mesma aplica apenas dejetos de suínos no solo e em alta quantidade, o que possibilitou a determinação de um teor de N-NO_3^- acima do limite seguro de potabilidade. Além disso, esta UPF apresenta a menor porcentagem de argila no solo, o que aumenta a infiltração de água no solo e favorece a lixiviação de N-NO_3^-.

Mesmo com a aplicação de altas doses de fertilizantes nitrogenados por alguns produtores, o teor de N-NO_3^- na pastagem das UPF avaliadas está abaixo do teor que poderia ocasionar problemas aos animais. Isso ocorre pois na região do MAU as precipitações médias anuais são elevadas e, o excesso de N que é aplicado no solo é rapidamente perdido e transferido para os sistemas aquáticos por lixiviação e/ou escoamento superficial. Cabe ressaltar que, uma grande proporção (entre 60 e 90%) do N ingerido pelos animais nas pastagens pastoreadas retorna ao sistema de pastagem como urina e estrume (VALKAMA et al., 2016). Assim, é muito difícil estabelecer a concentração de N-NO_3^- na planta que seja tóxica para os animais, pois a condição nutricional do animal aumenta ou diminui

a gravidade da intoxicação. No Brasil, o nível de N-NO_3^- considerado seguro para os animais está em torno de 2100 mg kg^{-1}. Para plantas pastejadas, o nível de N-NO_3^- considerado tóxico é mais elevado (entre 3500 e 4500 mg kg^{-1}) do que naquela utilizada como silagem ou feno, devido à menor taxa de liberação de N-NO_3^- pela forragem fresca e também pelo fato de a ingestão da forragem sob pastejo requerer maior tempo (CORRÊA et al., 2006).

3.3 Influência da dose de fertilizante nitrogenado

Como a forma de fertilizante utilizada nas áreas de pastagens tem menor importância, visto que não alterou os teores de N-NO_3^-, N-NO_2^- e N-NH_4^+, torna-se pertinente enfatizar a quantidade de N aplicado a fim de avaliar o seu efeito nas concentrações de N na água, solo e pastagem. Observou-se correlação positiva e significativa entre a quantidade de N aplicado via fertilizante e o teor de N-NO_3^- (r = 0,49, p < 0,001) e N-NO_2^- (r = 0,36, p = 0,005) na água lixiviada (Tabela 4). Isso significa que independentemente da forma de fertilizante utilizada, perdas de N-NO_3^- por lixiviação podem ser potencializadas quando é aplicada quantidade de fertilizante em excesso no solo. A alta correlação positiva entre a quantidade de N aplicado e o teor de N-NO_3^- na água lixiviada demonstra o grande potencial poluidor da aplicação em excesso de fertilizantes em pastagens perenes da região do Médio Alto Uruguai, que pode estar comprometendo a qualidade dos recursos hídricos.

Tabela 4 - Correlação de Pearson entre a quantidade de N aplicada e os teores das formas de N na água (lixiviada e escoada), solo e tecido das pastagens perenes nas unidades de produção familiar monitoradas

	Forma de N	***r***	***p***
Água escoada (n = 73)	N–NO_3^-	0.146	0.219
	N–NO_2^-	0.003	0.979
	N–NH_4^+	–0.053	0.656
Água lixiviada (n = 58)	N–NO_3^-	0.495	**<0.001**
	N–NO_2^-	0.362	**0.005**
	N–NH_4^+	0.077	0.567
Solo (n = 95)	N–NO_3^-	0.091	0.382
	N–NO_2^-	–0.003	0.979
	N–NH_4^+	–0.036	0.732
Pastagem (n = 94)	N–NO_3^-	0.039	0.710
	N–NO_2^-	0.222	**0.032**
	N–NH_4^+	0.001	0.995

A quantidade de N lixiviada depende de vários fatores, tais como, teor de N no solo, volume de precipitação (LORENSINI et al., 2012; ZHAO et al., 2016), permeabilidade do solo, manejo da irrigação, profundidade do lençol freático e, especialmente da quantidade de N aplicada na adubação (ZHAO et al., 2016). Koh; Lee; Lee (2016) investigaram a dinâmica do N-NO_3^- no sistema aquífero de uma área agrícola e verificaram que, para proteger os aquíferos da contaminação por N-NO_3^- é necessário reduzir a quantidade de fertilizantes utilizados, o que dificilmente pode ser alcançado num curto espaço de tempo. Para Zhao et al. (2016), métodos alternativos de fertilização podem reduzir as transferências de N dos sistemas terrestres para os aquáticos, especialmente sob uma aplicação combinada de ureia e dejetos orgânicos a uma taxa adequada.

Observou-se também correlação positiva e significativa entre a quantidade de N aplicado via fertilizante e o teor de N-NO_2^- (r = 0,22, p = 0,032) na pastagem, demonstrando que a aplicação de altas doses de fertilizantes nitrogenados também contribui para o aumento do teor de N-NO_2^- no tecido das pastagens. Mesmo assim, os teores de N-NO_2^- permanecem muito baixos no tecido (Figura 3), visto que o maior acúmulo de N ocorre na forma de N-NO_3^- (JÖNCK et al., 2013).

A suinocultura é uma das atividades agrícolas de maior impacto ambiental na região sul do Brasil em função da concentração da produção de animais (PELEGRINI; PELLEGRINI; HILLESHEIM, 2015) e do volume de dejetos produzidos. Além disso, nessa região também é gerada grande quantidade de cama de aviário, que possui altos teores de fibras e lignina, maior relação C/N e menores quantidades de

nutrientes da forma mineral, e por isso tem liberação de N mais lenta do que os dejetos líquidos de suínos. A utilização de ambos em doses elevadas pode gerar contaminação da água com N. De qualquer forma, existe uma carência de dados consistentes na região para demonstrar aos agricultores que, os sistemas de uso e manejo do solo por eles utilizados ainda são ineficientes (TIECHER & MINELLA, 2015).

Torna-se necessário encontrar uma alternativa para dispor os dejetos animais (WU et al., 2016) e a geração de novas tecnologias para aplicação nas áreas de agricultura intensiva, devido à dificuldade de manejar as formas de N mineral no sistema água-solo-planta. Por isso, a otimização da adubação nitrogenada é importante para evitar perdas das formas de N, principalmente N-NO_3^-, por lixiviação e para alcançar a máxima eficiência na absorção de N pelas culturas (OVEJERO et al., 2016; ZAVATTARO; ASSANDRI; GRIGNANI, 2016).

4 CONCLUSÃO

A quantidade de N aplicada nas pastagens perenes nas unidades de produção familiar foi o fator que mais influenciou o teor das formas de N na água lixiviada e escoada, no solo e na pastagem. A aplicação de doses superiores à demanda das pastagens perenes destinadas à alimentação do rebanho leiteiro na Região Norte do RS contribui para a contaminação das águas superficiais e subterrâneas devido à lixiviação de N na forma de NO_3^-.

AGRADECIMENTOS

À Secretaria de Ciência, Inovação e Desenvolvimento Tecnológico do Estado do Rio Grande do Sul pelo financiamento do projeto Convênio SCIT 49/2011, processo 660-2500/11-6.

REFERÊNCIAS

ALVARES, Clayton Alcarde. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, p. 711-728, 2013.

BARROS, R.; ISIDORO, D.; ARAGÜÉS. Irrigation management, nitrogen fertilization and nitrogen losses in the return flows of La Violada irrigation district (Spain). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 155, p. 161-171, 2012.

BILLEN, Gilles; GARNIER, Josette; LASSALETTA, Luis. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modeling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, Rockville, v. 368, p. 1-13, jul. 2013.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n° 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 28 dez. 2016.

CAPOANE, Viviane. et al. Impacto da atividade de suinocultura intensiva na qualidade da água de uma bacia hidrográfica do Médio Alto Uruguai. In: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil: Impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen: Editora URI, 2017. Cap. 9, p. 162-182.

CAPOANE, Viviane. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 45, n. 4, p. 647-650, out. 2014.

CORRÊA, Luciano de Almeida. et al. **Avaliação do efeito de fontes e doses de nitrogênio na produção e na qualidade da forragem de capim-coastcross**. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/47862/1/ Circular47.pdf>. Acesso em: 28 dez. 2016.

COUTINHO, Edson Luiz Mendes. et al. Calagem e adubação potássica para o capim-tifton 85. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 1, p. 101-111, jun. 2014.

DEMURTAS, Clara Ella. et al. Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Sassari, v. 219, n. 1, p. 83-92, jan. 2016.

FAN, Jianling. et al. Effect of application of dairy manure, effluent and inorganic fertilizer on nitrogen leaching in clayey fluvo-aquic soil: A lysimeter study. **Science of the Total Environmen**t, v. 592, p. 206-214, mar. 2017.

FANG, Q. X. et al. Quantifying climate and management effects on regional crop yield and nitrogen leaching in the North China Plain. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, n. 5, p. 1466-1479, set. 2013.

FINK, Jessé Rodrigo; PEDRON, Fabrício de Araújo. Aptidão agrícola dos principais solos das áreas de agricultura familiar do Sul do Brasil. In: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil:** Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos. Frederico Westphalen: Editora URI, 2015. p. 34-52.

GROHSKOPF, Marco André. et al. Soil solution nutriente availability, nutritional status and yield of corn grown in a Typic Hapludox under twelve years of pig slurry fertilizations. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, p. 1-13, jul. 2016.

JADOSKI, Sidnei Osmar. et al. Características da lixiviação de nitrato em áreas de agricultura intensiva. **Pesquisa Aplicada e Agrotecnologia**, Guarapuava, v. 3, n. 1, p. 193-200, jan./abr. 2010.

JABLOUN, Mohamed. et al. Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. **European Journal of Agronomy**, v. 62, p. 55-64, 2015.

JÖNCK, Fernanda. et al. Intoxicação espontânea e experimental por nitrato/nitrito em bovinos alimentados com Avena sativa (aveia) e/ou Lolium spp. (azevém). **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 33, n. 9, p. 1062-1070, set. 2013.

KAISER, Douglas Rodrigo. et al. Nitrate and ammonium in soil solution in tobacco management systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 379-387, mar. – abr. 2010.

KIM, Heejung. et al. Identifying the sources of nitrate contamination of groundwater in an agricultural area (Haean basin, Korea) using isotope and microbial community analyses. **Science of the Total Environment**, South Korea, v. 533, p. 566-575, jun. 2015.

KOH, Eun-Hee; LEE, Eunhee; LEE, Kang-Kun. Impact of leaky wells on nitrate cross-contamination in a layered aquifer system: Methodology for and demonstration of quantitative assessment and prediction. **Journal of Hydrology,** Republic of Korea, v. 541, p. 1133-1144, ago. 2016.

KYLLMAR, Katarina. et al. Small agricultural monitoring catchments in Sweden representing environmental impact. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 198, p. 25-35, dez. 2014.

LAWNICZAK, Agnieszka Ewa. et al. Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. **Environmental Monitoring and Assessment**, Poland, v. 188, n. 172, p. 1-17, fev. 2016.

LORENSINI, Felipe. et al. Lixiviação e volatilização de nitrogênio em um Argissolo cultivado com videira submetida à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, p. 1173-1179, jun. 2012.

LOURENZI, Cledimar Rogério. et al. Uso de dejeto líquido de suínos na agricultura familiar: potencial fertilizante e poluidor. In: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil:** Impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água. Frederico Westphalen: Editora URI, 2017. p. 77-92.

MINELLA, Jean Paolo Gomes. et al. Dinâmica da erosão na escala de bacia hidrográfica: Uma experiência de pesquisa no Estado do Rio Grande do Sul. In: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil:** Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos. Frederico Westphalen: Editora URI, dez. 2015. p. 69-121.

NUNES, Marcos Leandro Alves. et al. Comprometimento da qualidade da água subterrânea por nitratos. **Nucleus**, Ji-Paraná, v. 9, n. 1, p. 63-72, abr. 2010.

O'BRIEN, José. et al. Nitrate transport, sensing and responses in plants. **Molecular Plant**, v. 9, n. 6, p. 837-856, 2016.

OVEJERO, Jonatan. et al. Pig slurry fertilization in a double-annual cropping forage system under sub-humid Mediterranean conditions. **European Journal of Agronomy**, Espanha, v. 81, p. 138-149, nov. 2016.

PELEGRINI, Gelson; PELLEGRINI, João Batista Rossetto; HILLESHEIM, Luiz Pedro. O processo de colonização e a formação das unidades de produção familiares do Sul do Brasil. In: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil:** Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos. Frederico Westphalen: Editora URI, 2015. p. 15-33.

PELLEGRINI, João Batista Rossetto. et al. Conflitos entre a legislação ambiental, a aptidão agrícola e o uso dos solos em Unidades de Produção Familiar no Rio Grande do Sul. In: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil:** Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos. Frederico Westphalen: Editora URI, 2015. p. 53-68.

FREIRE, Claudio José da Silva. et al. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Núcleo Região Sul:** Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC, Santa Maria: SBCS, 2016.

SHALEV, Netta. et al. Nitrate contamination sources in aquifers underlying cultivated fields in an arid region – The Arava Valley, Israel. **Applied Geochemistry,** Jerusalem, v. 63, p. 322-332, dez. 2015.

STRECK, Edemar Valdir. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: Emater/RS, 2008.

TEDESCO, Marino José. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), 1995.

TIECHER, Tales; MINELLA, Jean Paolo Gomes. Erosão do solo: um problema mundial agravando-se num contexto de "agricultura conservacionista" no Sul do Brasil. In: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil**: Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos. Frederico Westphalen: Editora URI, 2015. p. 122-153.

TIECHER, Tales. et al. **Evolução e estado da fertilidade do solo no Norte do Rio Grande do Sul e Sudoeste de Santa Catarina**. 1. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2016.

VALKAMA, Elena. et al. Nitrogen fertilization of grass leys: Yield production and risk of N leaching. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Finlândia, v. 230, p. 341-352, jun. 2016.

VARNIER, Cláudia. et al. Nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru, área urbana do município de Marília (SP). **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 31, n. ½, p. 1-21, 2010.

ZAVATTARO, Laura; ASSANDRI, Davide; GRIGNANI, Carlo. Achieving legislation requirements with different nitrogen fertilization strategies: results from a longterm experiment. **European Journal of Agronomy**, Itália, v. 77, p. 199-208, fev. 2016.

ZHANG, Jing. et al. Simulating the effects of long-term discontinuous and continuous fertilization with straw return on crop yields and soil organic carbon dynamics using the DNDC model. **Soil & Tillage Research**, China, v. 165, p. 302-314, set. 2016.

ZHAO, Zheng. et al. Modeling the impacts of alternative fertilization methods on nitrogen loading in rice production in Shanghai. **Science of The Total Environment**, China, v. 566-567, n. 1, p. 1595-1603, jun. 2016.

WU, Shaohua. et al. Effects of C/N ratio and bulking agente on speciation of Zn and Cu and enzymatic activity during pig manure composting. **International Biodeterioration & Biodegradation**, China, p. 1-8, set. 2016.