

Perdas de Nutrientes por Lixiviação na Produção de Mudas de Cedro Australiano

Clovis Orlando Da Ros¹, Thales Bonfanti Silvestrin², Lucindo Somavilla¹,
Edison Rogerio Perrando², Rodrigo Ferreira da Silva¹

¹Departamento de Ciências Agrônômicas e Ambientais, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Frederico Westphalen/RS, Brasil

²Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Frederico Westphalen/RS, Brasil

RESUMO

O objetivo do trabalho foi quantificar as perdas de nutrientes por lixiviação associadas ao uso de fertilizante mineral na produção de mudas de cedro australiano (*Toona ciliata* M. Roem var. *australis*) em diferentes substratos. O experimento foi realizado em casa de vegetação, em delineamento inteiramente casualizado com três repetições, com dois substratos (substrato comercial e composto de dejetos de suínos) e quatro doses de fertilizante mineral (0 kg; 3 kg; 6 kg e 9 kg m⁻³). No decorrer de 105 dias foram avaliadas as perdas de N, P e K por lixiviação e, no final desse período, quantificado o crescimento e a qualidade das mudas. O substrato comercial proporcionou menor perda de nutrientes por lixiviação e, quando associado ao fertilizante mineral, apresentou maior potencial de crescimento e de qualidade de mudas em comparação ao composto de dejetos de suínos.

Palavras-chave: crescimento de mudas, *Toona ciliata*, fertilizante mineral.

Nutrient Losses by Leaching in the Production of Australian Cedar Seedlings

ABSTRACT

This study aimed to quantify nutrient losses by leaching in the production of *Toona ciliata* seedlings in different substrate associated with the use of mineral fertilizer. The experiment was conducted in a greenhouse in a completely randomized design with three replications, in factorial arrangement with two substrates (commercial substrate and swine manure compost) and four doses of mineral fertilizer (0; 3; 6 and 9 kg m⁻³). In the course of 105 days we evaluated losses of N, P and K by leaching and end of this period we quantified growth and quality of seedlings. The commercial substrate contributed with reduced loss of nutrients through leaching and when combined with mineral fertilizer showed higher growth potential and seedlings quality compared to the compound of swine manure.

Keywords: growth of seedlings, *Toona ciliata*, mineral fertilizer.

1. INTRODUÇÃO

O cedro australiano (*Toona ciliata* M. Roem var. *australis*), da família Meliaceae, originária das regiões tropicais da Austrália, é uma espécie florestal cuja área de plantio vem aumentando no Brasil, principalmente no sul da Bahia e na Região Sudeste, devido a boa qualidade da madeira (Vilela & Stehling, 2012). É uma espécie de crescimento rápido e exigente em nutrientes, sendo o P e o N os nutrientes mais limitantes ao crescimento das mudas (Braga et al., 2015). No entanto, o êxito dos povoamentos florestais dessa espécie está diretamente relacionado à qualidade das mudas produzidas, que depende do fornecimento adequado de nutrientes para o crescimento da planta, seja via substrato, seja pela complementação com fertilizante mineral (Caldeira et al., 2012; Somavilla et al., 2014).

O composto de dejetos de suínos, produzido por impregnação de serragem ou maravalha com dejetos líquidos em sistemas de aeração (Serpa et al., 2013), é um material promissor para uso como substrato na produção de mudas em função de sua disponibilidade e da concentração de nutrientes (Brugnara et al., 2014). No entanto, os materiais de compostagem apresentam características químicas, físicas e biológicas bastante diversas, que contribuem para a variabilidade do crescimento das mudas (Delarmelina et al., 2014; Melo et al., 2014; De Marco et al., 2013; Brugnara et al., 2014) e podem concorrer para perdas de nutrientes por lixiviação, em função da quantidade presente no substrato (Souza et al., 2008).

A perda de nutrientes na água percolada proveniente dos tubetes é um parâmetro pouco estudado durante a produção de mudas em sistemas automatizados de irrigação (Souza et al., 2008; Pansera et al., 2013). Como as concentrações de nutrientes prontamente disponíveis no composto de dejetos de suínos é normalmente maior, principalmente de N, em comparação com os substratos comerciais (Brugnara et al., 2014), a perda por lixiviação pode aumentar. Essa perda, associada ao P, pode ocasionar contaminação do solo ou de mananciais. Assim, na escolha do substrato deve-se considerar, além do potencial de crescimento das mudas, também a perda de nutrientes por lixiviação (Melo et al., 2010; Pansera et al., 2013).

Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi quantificar as perdas de nutrientes por lixiviação durante a produção

de mudas de cedro australiano com substrato comercial e composto de dejetos de suínos, associada ao uso de fertilizante mineral.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no viveiro florestal da Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, RS, em ambiente de casa de vegetação semiclimatizada. Foi utilizado o cedro australiano (*Toona ciliata* M. Roem var. *australis*) semeado em tubetes de 100 cm³.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com três repetições, no esquema fatorial 2 x 4 (2 substratos e 4 doses de fertilizante mineral). Foi utilizado o substrato comercial H. Decker® e substrato proveniente da compostagem de dejetos de suínos obtido por processo que consistiu na mistura de serragem com os dejetos líquidos, denominado composto de dejetos de suínos, conforme descrição de Serpa et al. (2013).

Os substratos foram caracterizados antes da implantação do experimento, com a determinação: da densidade, com base na massa seca a 65 °C; da capacidade de retenção de água a 10 cm de coluna de água; do pH e da condutividade elétrica na mistura substrato e água, na proporção 1:5; e da capacidade de troca de cátions com base na metodologia para substratos descrita pela instrução normativa n. 17 (Brasil, 2007). A porosidade total e a capacidade de aeração foram caracterizadas conforme Embrapa (2011). Os nutrientes totais (NPK) foram extraídos por meio de digestão com H₂SO₄ concentrado, os teores disponíveis de P e K, pela solução Mehlich-1 (H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ + HCl 0,05 mol L⁻¹) e os teores de N na forma de amônio (N-NH₄⁺) e de nitrato (N-NO₃⁻), pela solução KCl 1 mol L⁻¹. O N, na forma de amônio e nitrato, foi quantificado por destilação (semimicro Kjeldahl) e titulação com ácido sulfúrico, o P, por espectrofotometria e o K, por fotometria de chamas, conforme descrito em Tedesco et al. (1995). O carbono orgânico foi determinado pelo método Walkley-Black, também descrito em Tedesco et al. (1995). Os atributos físicos e químicos dos substratos estão especificados na Tabela 1.

As doses de fertilizante mineral, Osmocote® classic (controlled-release fertilizer), fórmula 14-14-14, foram

Tabela 1. Atributos físicos e químicos do substrato comercial (SC) e do composto de dejetos de suínos (CS).
Table 1. Physical and chemical attributes of the commercial substrate (SC) and swine manure compost (CS).

Atributo ⁽¹⁾	Substrato		Atributo ⁽¹⁾	Substrato	
	SC	CS		SC	CS
DS (Mg m ⁻³)	0,33	0,22	PT (m ³ m ⁻³)	0,74	0,82
CRA ₁₀ (m ³ m ⁻³)	0,55	0,66	CA (m ³ m ⁻³)	0,19	0,16
CO (g kg ⁻¹)	316,3	409,8	N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	76,5	158,2
N total (g kg ⁻¹)	17,1	20,8	N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	231,5	613,6
P total (g kg ⁻¹)	1,9	8,5	P disponível (mg L ⁻¹)	41,2	388,9
K total (g L ⁻¹)	2,6	10,2	K disponível (mg L ⁻¹)	155,7	11.195,1
CTC (cmol _c L ⁻¹)	36,2	51,4	CE (mS cm ⁻¹)	0,71	5,21
pH _{água} (1:5)	6,0	6,8	Relação C:N	18,5	19,7

⁽¹⁾DS: densidade seca; PT: porosidade total; CRA₁₀: capacidade de retenção de água a 10 cm de coluna de água; CA: capacidade de aeração; CO: carbono orgânico; CTC: capacidade de troca de cátions; CE: condutividade elétrica.

de 0 kg, 3 kg, 6 kg e 9 kg m⁻³ de substrato. Esses valores correspondem, respectivamente, a 0 mg; 42,0 mg; 84,0 mg e 126,0 mg tubete⁻¹ de N; 0 mg; 18,3 mg; 36,6 mg e 54,9 mg tubete⁻¹ de P e a 0 mg; 35,0 mg; 70,0 mg e 105,0 mg tubete⁻¹ de K. Para garantir a mesma quantidade de adubo por tubete, os grânulos do fertilizante foram uniformizados por tamanho com auxílio de peneiras, pesados e aplicados individualmente por tubete, conforme os tratamentos.

A semeadura do cedro australiano foi realizada no dia 5 de setembro de 2013, usando duas sementes por tubete – após a germinação foi deixado uma única plântula. Foram usadas 6 bandejas de 96 tubetes de 100 cm³, suspensas em bancadas metálicas. Em cada bandeja foram utilizadas 4 unidades experimentais compostas de 15 tubetes, localizadas no centro e com bordaduras nas laterais. Sob as bandejas, em cada unidade experimental, foi adaptado um recipiente para a coleta de água. O regime de irrigação foi de 8 mm diários, subdivididos em 4 turnos de rega, por sistema de microaspersão automatizado.

A quantificação da lixiviação de nutrientes foi realizada em 11 épocas, durante 105 dias, a partir da semeadura do cedro australiano, coletando-se o volume de água percolado de 15 tubetes por unidade experimental. As primeiras 7 coletas foram realizadas semanalmente e, posteriormente, em intervalos de 14 dias, nas 4 últimas coletas. O volume de água percolada foi medido após cada época de coleta e transportado imediatamente para o laboratório para a determinação das concentrações de N na forma de amônio (N-NH₄⁺), N na forma de nitrato (N-NO₃⁻),

P e K, conforme a metodologia descrita para análise de água em Tedesco et al. (1995). Com os dados das concentrações de nutrientes na água percolada (mg L⁻¹) e o respectivo volume percolado (ml) foi calculado a quantidade de nutrientes lixiviados, expressos em mg tubete⁻¹.

O crescimento das mudas foi avaliado aos 105 dias da semeadura por meio da aferição da altura da parte aérea (H), com régua graduada, do colo das mudas até o ápice caulinar; do diâmetro do colo (DC), com paquímetro digital com precisão de 0,01 mm; da massa seca do sistema radicular (MSR) e da parte aérea (MSPA), sendo ambas as frações separadas na região do colo da muda e secas em estufa a 65 °C ± 1 °C até massa constante, obtida em balança analítica.

A qualidade das mudas foi avaliada pela relação entre H/DC, que exprime o equilíbrio de crescimento das mudas em viveiro (Carneiro, 1995), e pelo índice de qualidade de Dickson (IQD) (Dickson et al., 1960), que considerada a robustez e o equilíbrio da distribuição da biomassa nas mudas, calculado por meio da fórmula: IQD = [MST/(H/DC + MSPA/MSR)].

Os dados foram transformados em $\sqrt{(x+1)}$, quando necessário, para normalizar a distribuição do erro, e submetidos à análise da variância, sendo que as médias dos tratamentos qualitativos (substratos) foram comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$) e os quantitativos (dose de fertilizante mineral), ajustados por meio de regressão polinomial ($p \leq 0,05$), com base na quantidade de nutrientes aplicados. Na análise da variância da quantidade de nutrientes lixiviados foi considerado um arranjo trifatorial (2 x 4 x 11),

2 substratos, 4 doses de fertilizante e 11 épocas de avaliação.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações de nutrientes encontradas na água percolada durante 105 dias de cultivo de mudas de cedro australiano apresentaram interação significativa entre os fatores de variação substratos, doses de fertilizante mineral e época de avaliação para N na forma de amônio ($N-NH_4^+$) e N na forma de nitrato ($N-NO_3^-$) (Figura 1).

As maiores concentrações de amônio ocorreram na primeira semana após a semeadura, destacando-se o composto de dejetos de suínos com maiores doses de fertilizante mineral (Figura 1A). Posteriormente, as concentrações de amônio diminuíram e aproximaram-se de 0 aos 7 e 21 dias no cultivo de mudas com substrato comercial e composto de dejetos de suínos, respectivamente, no qual não foi aplicado fertilizante mineral, e aos 42 dias com o uso de fertilizante mineral, independente do tipo de substrato. Observa-se que as

maiores concentrações de amônio na água percolada estão relacionadas a maior quantidade de N total e mineral presente no composto de dejetos de suínos (Tabela 1) e adicionado via fertilizante. Além disso, a adição do fertilizante mineral pode ter contribuído para a mineralização do N orgânico do substrato, devido ao aumento da atividade microbiana (Potrich et al., 2014).

A redução de amônio na água de percolação coincidiu com o aumento das concentrações de nitrato, que foram maiores nas avaliações realizadas aos 14 e 21 dias da semeadura no substrato comercial com doses de 0 kg e 3 kg m^{-3} , e aos 21 e 28 dias da semeadura nos demais tratamentos (Figura 1B). A oxidação de praticamente todo o N amoniacal nas condições subtropicais do sul do Brasil ocorre em 20 dias (Aita et al., 2007) e, sendo o nitrato fracamente adsorvido aos colóides do solo, provavelmente isso favoreceu sua perda por lixiviação (Araújo et al., 2004).

Após o valor máximo de lixiviação de nitrato houve rápida diminuição da sua concentração na água percolada, indicando redução da quantidade de fornecimento de amônio pelos substratos, principalmente sem o uso de fertilizante mineral (Figura 1B). Nos tratamentos com adição de fertilizante mineral, independentemente da dose, a presença de nitrato na água percolada ocorreu até final do período de produção de mudas (105 dias), com concentrações superiores a 3,0 $mg L^{-1}$. Nos tratamentos sem fertilizante mineral, as concentrações de nitrato na água percolada reduziram-se a valor próximo de 0 aos 35 dias no substrato comercial e aos 49 dias no composto de dejetos de suínos.

As concentrações de P e K não apresentaram interação significativa entre substratos, doses de fertilizante e época de avaliação, e nem entre doses e épocas de avaliação para o P. Houve interação significativa somente entre substratos e épocas de avaliação para P e K (Figura 2) e entre doses de fertilizante e épocas de avaliação para o K (Figura 3), nas quais as maiores concentrações desses nutrientes foram nas primeiras avaliações, realizadas após a semeadura, de forma semelhante ao trabalho de Souza et al. (2008) na fase de enraizamento de estacas de cacau em substratos fertilizados com P.

A redução das concentrações de P na água percolada após a semeadura do cedro australiano foi afetada pelo tipo de substrato, com maior taxa de redução no substrato de composto de dejetos de suínos (Figura 2A).

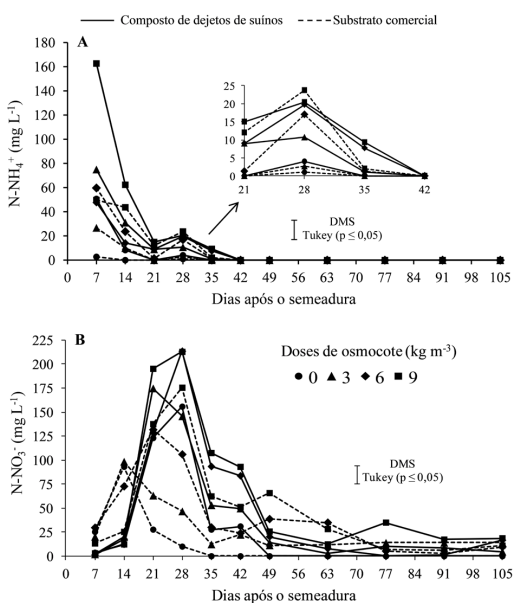


Figura 1. Concentração de $N-NH_4^+$ (A) e $N-NO_3^-$ (B) na água percolada proveniente de 2 substratos e 4 doses de fertilizante mineral (osmocote) durante 105 dias de cultivo de mudas de cedro australiano.

Figure 1. $N-NH_4^+$ (A) and $N-NO_3^-$ (B) concentration in drainage water from two substrates and four doses of mineral fertilizer (osmocote) for 105 days Australian cedar seedling cultivation.

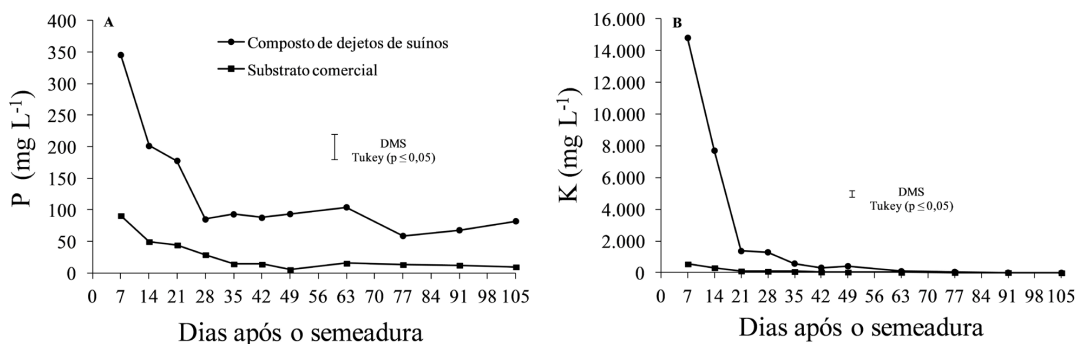


Figura 2. Concentração de P (A) e K (B) na água percolada proveniente dos tubetes durante 105 dias de produção de mudas de cedro australiano com uso de substrato comercial; médias das 4 doses do fertilizante mineral.
Figure 2. P (A) and K (B) concentration in the water percolated from the tubes for 105 days of production Australian cedar seedlings with use of commercial substrate and swine manure compost. Average of four doses of mineral fertilizer.

Observa-se que, independentemente do tipo de substrato, a lixiviação de P ocorreu até o final do período avaliado, indicando que houve disponibilidade do nutriente durante todo o período de avaliação. Provavelmente, a adsorção de P pelos coloides do substrato reduziu a sua lixiviação, pois Souza et al. (2008) relatam que a lixiviação é intensificada quanto menor a capacidade de adsorver fosfato do substrato.

No caso do K, a redução da concentração na água percolada foi influenciada não somente pelo substrato (Figura 2B), mas também pelas doses de fertilizante mineral (Figura 3). As maiores concentrações foram no composto de dejetos de suínos até 28 dias da sementeira e nas duas maiores doses do fertilizante mineral g (6 kg e 9 kg m⁻³), nas quais a lixiviação de K ocorreu até 95 dias da sementeira (Figura 3).

O íon K⁺ apresenta baixa energia de ligação aos coloides presentes no substrato e a sua alta concentração no substrato de composto de dejetos de suínos contribuiu para acentuar a lixiviação. Werle et al. (2008) verificaram que quanto maior a quantidade de K no substrato maior será a sua movimentação e percolação no solo, fato corroborado pela maior concentração no composto de dejetos de suínos (Figura 2B) e com as maiores doses de fertilizante mineral (Figura 3).

As quantidades totais de N-NH₄⁺, P e K lixiviadas durante o somatório de 105 dias de cultivo das mudas do cedro australiano apresentaram interação significativa entre substratos e doses de fertilizante (Figura 4). Não houve interação significativa somente para a quantidade acumulada de N-NO₃⁻, mostrando que

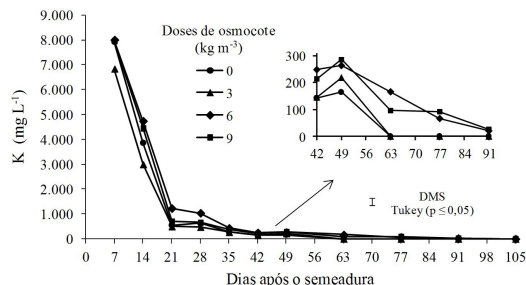


Figura 3. Concentração de K na água percolada proveniente dos tubetes durante 105 dias de produção de mudas de cedro australiano com aplicação de fertilizante mineral (osmocote); médias de dois substratos (substrato comercial e composto de dejetos de suínos).
Figure 3. K concentration in the water percolated from the tubes during 105 days of production of Australian cedar seedlings with mineral fertilizer application (osmocote). Average of two substrates (commercial substrate and swine manure compost).

o incremento de perda com as doses de fertilizante mineral foi semelhante para os dois tipos de substrato (Figura 4B).

As perdas totais de N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P e K foram maiores para o substrato de composto de dejetos de suínos em relação ao substrato comercial, independentemente da dose de fertilizante mineral (Figura 4). Provavelmente, a maior quantidade de nutrientes presente no composto de dejetos de suínos (Tabela 1) deve ter contribuído para a maior lixiviação, principalmente de P e K, que foram, respectivamente, 7,5 e 28,9 vezes maiores que no substrato comercial na dose 0 de fertilizante mineral (Figuras 4C e 4D).

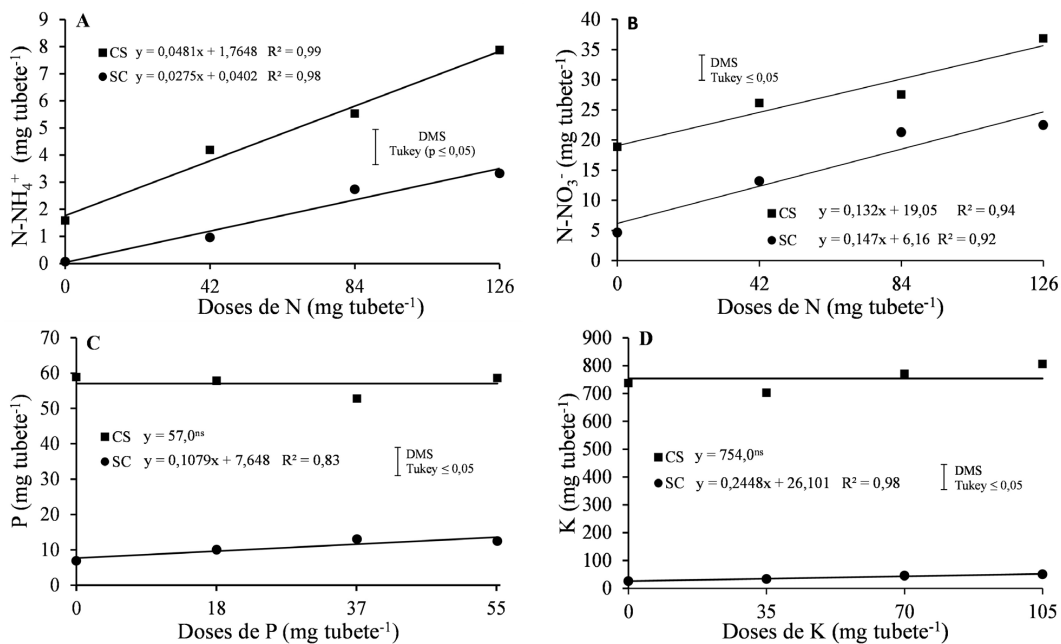


Figura 4. Total de N, na forma de amônio (N-NH₄⁺) (A) e nitrato (N-NO₃⁻) (B), de P (C) e de K (D) no lixiviado proveniente do composto de dejetos de suínos (CS) e do substrato comercial (SC) em função das doses de nutrientes aplicadas via osmocote durante 105 dias de cultivo de mudas de cedro australiano.

Figure 4. Total N in the form of ammonium (N-NH₄⁺) (A) and nitrates (N-NO₃⁻) (B), P (C) and K (D) in the leachate from the swine manure compost (CS) and commercial substrate (SC) as a function of the applied doses of nutrients via osmocote during 105 days of australian cedar seedling cultivation.

As doses de fertilizante mineral contribuíram para o aumento de lixiviação de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ nos dois substratos e, de P e K, somente, no substrato comercial (Figura 4). A alta quantidade de P e K no substrato de composto de dejetos de suínos (Tabela 1), em relação à quantidade aplicada via fertilização mineral, provavelmente mascarou a sua contribuição nas perdas por lixiviação, não sendo possível obter diferenças significativas com as doses do fertilizante mineral.

Somando-se as quantidades de N mineral (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻) na água percolada durante 105 dias de cultivo das mudas observa-se que foram perdidos 28,2 mg tubete⁻¹ com a dose máxima do nutriente aplicado no substrato comercial (Figuras 4A e 4B). Em trabalho realizado por Pansera et al. (2013), em condições semelhantes de irrigação, por um período de 145 dias, com *Eucalyptus grandis*, usando substrato comercial e diferentes fontes nitrogenadas, foram encontradas perdas de 80 mg e 110 mg tubete⁻¹ de N com aplicação de 155 mg tubete⁻¹ de N na forma de sulfammo e ureia comum, respectivamente. Destaca-se que os fertilizantes de liberação lenta são pouco suscetíveis a perdas,

minimizando riscos de poluição ambiental (Melo et al., 2010; Machado et al., 2011) e proporcionando maior crescimento de mudas em relação aos fertilizantes NPK convencionais (Muniz et al., 2013).

Souza et al. (2008) destacam que a lixiviação é proporcional à quantidade de nutrientes presente no substrato e, segundo Fochesato et al. (2008), o sistema de produção de mudas em tubetes com irrigação diária contribuiu para perda significativa de nutrientes, principalmente em substratos com teor elevado de nutrientes. Dessa maneira, é importante controlar-se quantidade e frequência da irrigação, para se reduzir a perda de água, adequando-a à adubação conforme o substrato, para diminuir a concentração de nutrientes na água de percolação sem comprometer o crescimento das mudas, bem como a utilização de sistemas que possibilitem o reaproveitamento da água percolada, para minimizar o potencial de contaminação de corpos d'água com nutrientes.

Considerando-se somente as perdas de nutrientes provenientes do fertilizante mineral aplicado no substrato comercial observa-se que foram perdidos 0,027 mg;

0,147 mg; 0,108 mg e 0,245 mg tubete⁻¹ de N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P e K, respectivamente, para cada unidade de nutriente aplicada via fertilizante mineral (Figura 4), indicando perdas de 17,7% de N (N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻), 10,8% de P e 24,5% de K.

A maior perda de N e K por lixiviação em relação a P pode estar relacionada a menor energia de adsorção às cargas negativas dos colóides do substrato, pois os nutrientes com baixa energia de ligação apresentam maior mobilidade e são facilmente perdidos por lixiviação (Ernani et al., 2002). Com relação ao amônio, também se deve destacar a alta taxa de nitrificação, que oxidou rapidamente para nitrato (Aita et al., 2007), contribuindo também para maior perda (14,7%) em relação ao amônio (2,7%).

Os parâmetros de crescimento das mudas, mensurados aos 105 dias após a semeadura do cedro australiano, evidenciaram interação significativa entre os tipos de substratos e as doses do fertilizante mineral (Figura 5). Os ajustes das equações de regressão em função das

doses do fertilizante mineral apresentaram incremento quadrático negativo com o uso do substrato comercial e incremento linear para o substrato de composto de dejetos de suínos

O ajuste quadrático das equações de regressão com substrato comercial possibilitou encontrar a dose de máxima eficiência técnica (MET) em todos os parâmetros de crescimento, com variação de 8,2 kg; 7,7 kg; 6,0 kg e 5,9 kg m⁻³ de fertilizante mineral para a altura, massa seca da parte aérea, diâmetro do colo e massa seca radicular, respectivamente (Figura 5). Somavilla et al. (2014) encontraram resultados semelhantes para a mesma espécie florestal, com crescimento máximo em massa seca da parte aérea, altura e diâmetro do colo nas doses de 8,8 kg; 7,9 kg e 7,5 kg m⁻³ de osmocote (15-09-12), respectivamente. Esses resultados mostram que doses entre 6 kg a 8 kg m⁻³ de osmocote são indicadas para a produção de mudas com uso de substrato comercial.

O uso do composto de dejetos de suínos, na ausência de fertilizante mineral, possibilitou valores superiores

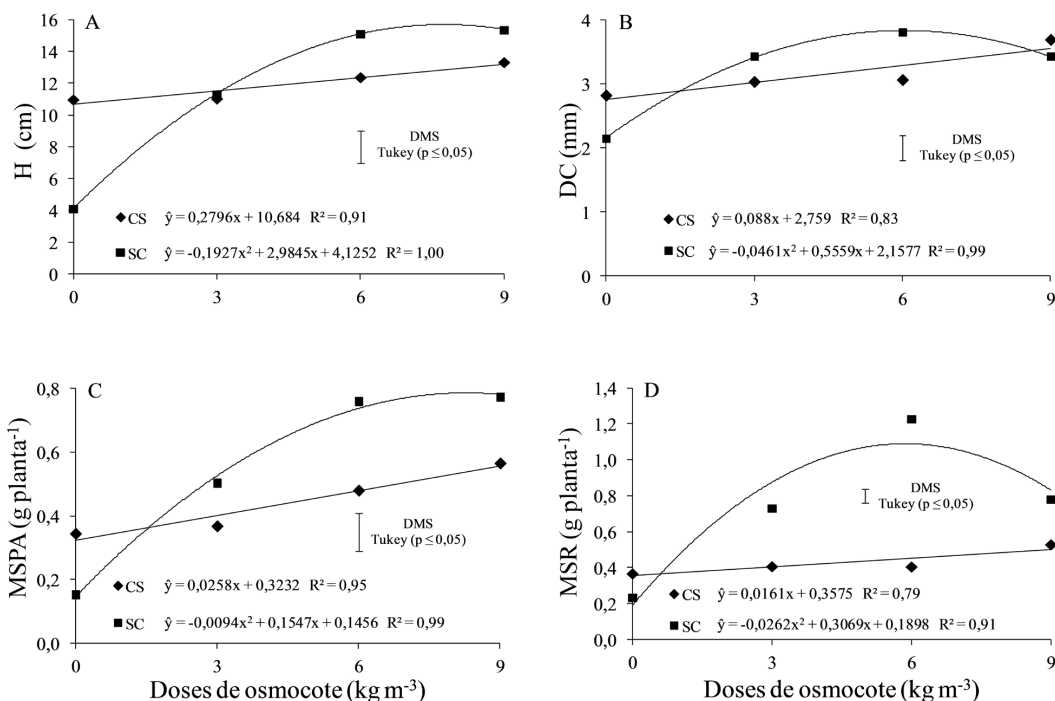


Figura 5. Altura - H (A), diâmetro do colo - DC (B), massa seca da parte aérea - MSPA (C) e massa seca radicular - MSR (D) das mudas de cedro australiano aos 105 dias da semeadura em função das doses de fertilizante mineral (doses de osmocote) aplicadas no composto de dejetos de suínos (CS) e no substrato comercial (SC).

Figure 5. Height - H (A), stem diameter - DC (B), dry weight of shoot - MSPA (C) and root dry mass - MSR (D) of australian cedar seedlings to 105 days from sowing depending on the dose mineral fertilizer (osmocote doses) applied in the swine manure compost (CS) and commercial substrate (SC).

para altura e massa seca da parte aérea em comparação com o substrato comercial (Figura 5). Esses resultados se inverteram com o aumento das doses de fertilizante mineral, pois houve maior incremento do crescimento das mudas com uso do substrato comercial. Na dose de MET, o crescimento em altura, massa seca radicular e da parte aérea foi superior no substrato comercial em relação à mesma dose de fertilizante mineral aplicado no substrato de composto de dejetos de suínos, indicando que não foi somente a disponibilidade dos nutrientes presentes nos substratos que interferiu no crescimento de mudas.

A maior salinidade no composto de dejetos de suínos, medida pela condutividade elétrica, principalmente pela alta concentração de K (Tabela 1), pode ter afetado o crescimento das mudas, conforme relatado por Kratz et al. (2013) em mudas de *Mimosa scrabella*. Assim, a mistura do composto de dejetos de suínos com substrato comercial pode ser alternativa para reduzir a concentração de sais e não comprometer o crescimento das mudas (Brugnara et al., 2014), principalmente em espécies mais sensíveis à salinidade. Os atributos físicos dos substratos relacionados à aeração são parâmetros que também afetam com frequência o crescimento das mudas (Delarmelina et al., 2014; Melo et al., 2014), porém a pequena diferença na capacidade de aeração entre os dois substratos (Tabela 1) provavelmente não interferiu no fornecimento de oxigênio para as raízes.

A qualidade das mudas, avaliada pela relação H/DC e pelo IQD, apresentou interação significativa entre os substratos e as doses de fertilizante mineral (Figura 6).

As doses de fertilizante mineral proporcionaram aumento na relação H/DC somente com o uso de substrato comercial, com variação de 1,9 até 4,5 (Figura 6A). No composto de dejetos de suínos, o valor médio da relação H/DC foi 3,8, independentemente da dose de fertilizante mineral. De acordo com Carneiro (1995), a relação H/DC exprime o equilíbrio de crescimento das mudas no viveiro, e o valor ideal para as espécies florestais é entre 5,4 e 8,1. Valores baixos de H/DC, conforme obtidos no experimento, mostram que as mudas apresentam menor risco de tombamento na implantação no campo (Oliveira, 2009). Desse modo, valores altos de H/DC indicam vantagem no crescimento em altura, mas se o aumento do diâmetro de colo não for compatível, a muda será mais suscetível ao tombamento.

O IQD aumentou linearmente com as doses de fertilizante mineral no substrato de composto de dejetos de suínos, com valores entre 0,15 e 0,22, enquanto no substrato comercial o aumento foi quadrático negativo, com valores de 0,14, na dose 0, até 0,40, na dose de MET (5,5 kg m⁻³) (Figura 6B). Observa-se que o valor foi superior a 0,2, que é o mínimo preconizado por Dickson et al. (1960), a partir da dose de 7,0 kg e 0,7 kg m⁻³ de osmocote no composto de dejetos de suínos e substrato comercial, respectivamente, indicando que o substrato comercial proporcionou melhor qualidade das mudas.

O IQD é variável entre as espécies, manejo das mudas no viveiro, tipo e proporção do substrato, volume do recipiente, dose de fertilizante mineral

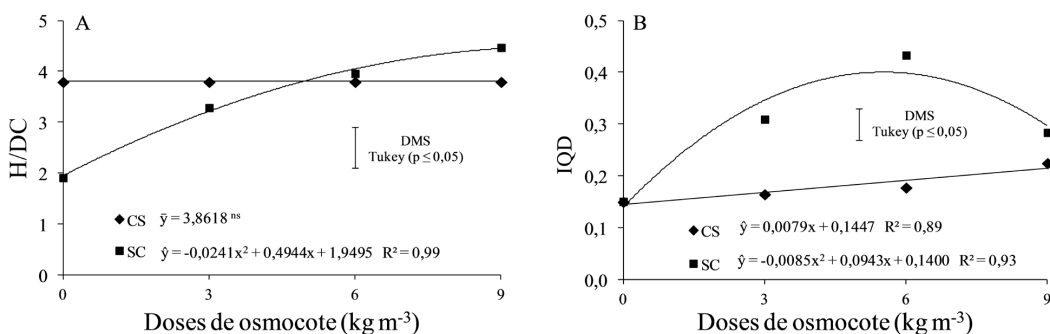


Figura 6. Relação H/DC (A) e índice de qualidade de Dickson – IQD (B) das mudas de cedro australiano aos 105 dias da sementeira em função das doses de fertilizante mineral (doses de osmocote) aplicadas no composto de dejetos de suínos (CS) e no substrato comercial (SC).

Figure 6. H/D (A) and Dickson quality index - IQD (B) of the Australian cedar seedlings at 105 days after sowing depending on the mineral fertilizer rates (osmocote doses) applied in the swine manure compost (CS) and commercial substrate (SC).

e, principalmente, idade da muda (Caldeira et al., 2012; Delarmelina et al., 2014; Somavilla et al., 2014). No caso do cedro australiano ainda não existe uma faixa ideal para os parâmetros de qualidade da muda para implantação no campo. As informações indicam que a qualidade da muda aumenta com as doses de fertilizante mineral, mas em proporção diferente entre os substratos. Nesse sentido, são necessárias mais informações para delimitar a faixa ideal para a implantação no campo, envolvendo diferentes substratos na dose de máxima eficiência da fertilização mineral.

4. CONCLUSÕES

O substrato de composto de dejetos de suínos apresenta maior perda por lixiviação de N, P e K em relação ao substrato comercial na produção de mudas de cedro australiano, independentemente da dose de fertilizante mineral.

O substrato comercial apresenta maior potencial de crescimento e de qualidade de mudas de cedro australiano em relação ao substrato de composto de suínos quando associado à fertilização mineral.

STATUS DA SUBMISSÃO

Recebido: 10 maio, 2016

Aceito: 17 ago., 2016

AUTOR(ES) PARA CORRESPONDÊNCIA

Clovis Orlando Da Ros

Departamento de Ciências Agronômicas e Ambientais, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Campus de Frederico Westphalen, Linha 7 de Setembro, BR 386, Km 40, CEP 98400-000, Frederico Westphalen, RS, Brasil e-mail: clovisdaros@gmail.com

REFERÊNCIAS

Aita C, Giacomini SJ, Hubner AP. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 2007; 42(1): 94-102. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2007000100013>.

Araújo AR, Carvalho JLN, Guilherme LRG, Curi N, Marques JJ. Movimentação de nitrato e amônio em colunas

de solo. *Ciência e Agrotecnologia* 2004; 28(3): 537-541. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542004000300008>.

Braga MDM, Furtini AE No, Oliveira AH. Influência da saturação por bases na qualidade e crescimento de mudas de cedro-australiano (*Toona ciliata* M. Roem var. *australis*). *Ciência Florestal* 2015; 25(1): 49-58. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509817462>.

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Secretaria de Defesa Agropecuária. *Instrução Normativa no 17 de 21 de maio de 2007/SDA – Secretaria de Defesa Agropecuária. Análise de Substratos e Condicionadores de Solos. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos* [online]. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF [2007 maio]. [citado em 2016 maio 09]. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=consultarLegislacaoFederal>

Brugnara EC, Nesi CN, Verona LAF. Cama de aviário e composto de dejetos suínos em substratos para mudas de maracujazeiro-amarelo. *Revista Científica* 2014; 42(3): 242-251.

Caldeira MVW, Gomes DR, Gonçalves EO, Delarmelina WM, Sperandio HV, Trazzi PA. Biossólido como substrato para produção de mudas de *Toona ciliata* var. *australis*. *Revista Árvore* 2012; 36(6): 1009-1017. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000600002>.

Carneiro JGA. *Produção e controle de qualidade de mudas florestais*. Curitiba: UFPR; FUPEF; 1995. 451 p.

De Marco R, Conte B, Perrando ER, Fortes FO, Martarello V. Resposta de mudas de *Toona ciliata* M. Roem à fertilização orgânica e química. *Enciclopédia Biosfera* 2013; 9(16): 1939-1946.

Delarmelina WM, Caldeira MVW, Faria JCT, Gonçalves EO, Rocha RLF. Diferentes substratos para a produção de mudas de *Sesbania virgata*. *Floresta e Ambiente* 2014; 21(2): 224-233. <http://dx.doi.org/10.4322/loram.2014.027>.

Dickson A, Leaf AL, Hosner JF. Quality appraisal of White spruce and White pine seedling stock in nurseries. *Forestry Chronicle* 1960; 36(1): 10-13. <http://dx.doi.org/10.5558/tfc36010-1>.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisas de Solos. *Manual de métodos de análises de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2011. 230 p.

Ernani PR, Sangoi L, Rampazzo C. Lixiviação e imobilização de nitrogênio num Nitossolo em função da forma de aplicação da uréia e da palha de aveia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2002; 26(4): 993-1000. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832002000400017>.

Fochesato ML, Souza PVD, Schafer G, Maciel HS. Alterações das características químicas de três substratos comerciais na produção de mudas cítricas. *Ciência e Agrotecnologia*

2008; 32(4): 1040-1046. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542008000400002>.

Kratz D, Wendling I, Nogueira AC, Souza PVD. Utilização de resíduos urbanos e agroflorestais para produção de mudas de *Eucalyptus benthamii* e *Mimosa scabrella*. *Floresta e Ambiente* 2013; 20(4): 530-537.

Machado DLM, Lucena CC, Santos D, Siqueira DL, Matarazzo PHM, Struiving TB. Uso de fertilizante de liberação lenta e orgânico no crescimento inicial de limoeiro 'cravo'. *Revista Ceres* 2011; 58(3): 359-365. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-737X2011000300017>.

Melo HB Jr, Duarte IN, Silva AA, Lana RMQ. Uso de fontes revestidas com polímeros de liberação gradual e uréia convencional. *Enciclopédia Biosfera* 2010; 6(11): 1-12.

Melo LA, Pereira GA, Moreira EJC, Davide AC, Silva EV, Teixeira LAF. Crescimento de mudas de *Eucalyptus grandis* e *Eremanthus rythropappus* sob diferentes formulações de substrato. *Floresta e Ambiente* 2014; 21(2): 234-242. <http://dx.doi.org/10.4322/loram.2014.028>.

Muniz CO, Lôbo LM, Fernandes FPR, Ferreira EM, Brasil EPF. Efeito de diferentes adubos NPK no processo de produção de mudas de Eucalipto. *Enciclopédia Biosfera* 2013; 9(17): 1162-1168.

Oliveira OA Jr. *Qualidade de mudas de Eucalyptus urophylla produzidas em diferentes substratos* [dissertação]. Vitória da Conquista: Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia; 2009.

Pansera E, Somavilla L, Da Ros CO, Basso CJ, Perrando ER. Perdas de nitrogênio por lixiviação e crescimento de mudas de *Eucalyptus grandis* com diferentes fontes nitrogenadas. In: *Anais do XXXIV Congresso Brasileiro*

de Ciência do Solo; 2013; Florianópolis. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2013 [citado em 2014 ago. 28]. Disponível em: <http://www.cbcs2013.com.br/anais/arquivos/905.pdf>

Potrich DC, Marchetti ME, Potrich DC, Ensinas SC, Serra AP, Silva EF et al. Decomposição de resíduos culturais de cana-de-açúcar submetidos a diferentes doses de nitrogênio. *Ciências Agrárias* 2014; 35(4): 1751-1760.

Serpa R Fo, Sehnem S, Cericato A, Santos S Jr, Fischer A. Compostagem de dejetos de suínos. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente* 2013; 6(1): 47-78.

Somavilla A, Cantarelli EB, Mariano LG, Ortigara C, Da-Luz FB. Avaliações morfológicas de mudas de Cedro Australiano submetidas a diferentes doses do fertilizante Osmocote plus. *Comunicata Scientiae* 2014; 5(4): 493-498.

Souza JO Jr, Carmello QAC, Faria JC. Características químicas do lixiviado na fase de enraizamento de estacas de cacau em substratos adubados com fósforo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2008; 32(4): 1573-1581. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000400021>.

Tedesco MJ, Volkweis SJ, Bohmen H. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: UFRGS, 1995. Boletim técnico de solos no. 5.

Vilela ES, Stehling EC. *Recomendações de plantio para cedro australiano. Versão 1.2*. Campo Belo: Bela Vista Florestal; 2012. 23 p.

Werle R, Garcia RA, Rosolem CA. Lixiviação de potássio através da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2008; 32(1): 2297-2305. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000600009>.