



## **Relatórios**

**Parecer Técnico-Científico  
2014**



# **Uso do herbicida glifosate no panorama de restauração florestal**

***Autora***

***Flávia G. Flório***

***Supervisor***

***Pedro H. S. Brancalion***

## Resumo

O herbicida glifosate é apontado como o produto químico de maior venda mundial para o controle de plantas daninhas. Seu sucesso de uso se deve principalmente por ser um herbicida sistêmico não seletivo, com alta eficácia de controle sobre amplo espectro de espécies invasoras, reduzidos níveis de toxicidade e relação custo/benefício favorável. As características de solos tropicais, altamente intemperizados, aliados às propriedades físico-químicas do glifosato permitem indicar como baixo o risco de contaminação ambiental que a molécula apresenta no cenário tropical, considerando o ínfimo potencial de lixiviação para o lençol freático e a rápida degradação microbiana do herbicida quando em solução. Apesar de permitido, as leis que regulamentam a utilização de herbicidas em plantios de restauração florestal não são claras, sendo assim importante a regularização do uso do glifosate em função de suas qualidades ambientais e de sua importância econômica para projetos de reflorestamento. Pode-se concluir que a utilização do herbicida glifosate no panorama de restauração ambiental é fundamental para o êxito de projetos de restauração em larga escala, e que apesar de novas pesquisas ainda serem necessárias em cenários tropicais, as ações de conservação da biodiversidade são urgentes e devem ser empregadas na mitigação de invasões de espécies exóticas. Assim, o herbicida glifosate é considerado seguro para utilização em áreas de restauração ciliar desde que seja considerada a escolha criteriosa da formulação comercial do herbicida e a utilização de faixas de bordadura vegetal de no mínimo oito metros de largura.

## Uso do herbicida glifosate no panorama de restauração florestal

*Flávia Garcia Flório*

O herbicida glifosate [N-(fosfonometil)glicina] é apontado como o produto químico de maior venda mundial para o controle de plantas daninhas em ambientes agrícolas e urbanos<sup>5</sup>. Seu sucesso de uso se deve principalmente por ser um herbicida sistêmico não seletivo, com alta eficácia de controle sobre amplo espectro de espécies invasoras, reduzidos níveis de toxicidade, potencial de contaminação ambiental baixo e relação custo/benefício favorável<sup>55</sup>. No país, seu uso em projetos de restauração florestal, principalmente para o combate de gramíneas invasoras, tem crescido, levantando debates sobre os reais riscos que tal prática pode acarretar às áreas manejadas. Assim, este relatório tem como objetivo apresentar de forma clara e respaldada na literatura científica os principais aspectos que envolvem o uso de glifosate em projetos de restauração florestal.

A molécula glifosate é utilizada em pós emergência, uma vez que é absorvida principalmente pelas folhas das plantas, sendo translocada por todo o indivíduo. Seu mecanismo de ação está relacionado à inibição enzimática da rota do ácido chiquímico, acarretando à redução dos aminoácidos aromáticos e assim a inibição da síntese de clorofila, a estimulação da produção de etileno, a redução da síntese de proteínas e o aumento da concentração do ácido indol-acético (IAA), prejudiciais para o crescimento e sobrevivência da planta<sup>50</sup>. Como os mamíferos, peixes e a grande maioria dos seres vivos não possuem esta via metabólica, a molécula não atua sobre os mesmos, o que explica sua baixa toxicidade aguda em animais<sup>32</sup>.

Como características do composto, o glifosate apresenta um coeficiente de partição octanol/água muito baixo ( $K_{ow} = 0,000333$ ), indicado um alto grau de solubilidade em água (11.600 ppm em 25°C)<sup>49</sup> em comparação a solventes orgânicos, tendo assim baixa propensão para bioacumulação. É uma molécula extremamente estável na presença de luz e a temperaturas superiores à 60°C, contando ainda com uma baixa pressão de vapor ( $7,5 \times 10^{-8}$  mmHg)<sup>50</sup> o que aponta um menor potencial de deriva se comparado a outros herbicidas. Seu coeficiente de adsorção ao solo é elevado ( $K_d = 61$  g/cm<sup>3</sup>), em grande parte por possuir um grupo fosfatado, sugerindo baixa tendência para lixiviação e mobilidade. Em solução, o glifosate varia em função do pH sua capacidade de troca, ora aniônica, ora catiônica, com quatro valores de pK (0,8; 2,16;

5,46; 10,14)<sup>41</sup>, que indicam o grau de dissociação do herbicida. Para o pH dos solos brasileiros, a molécula é encontrada predominantemente na forma aniônica<sup>9</sup>. Diferente da grande maioria dos pesticidas, o glifosate não possui em sua estrutura química cadeias fechadas de carbono, o que em partes justifica as singularidades reunidas em uma mesma molécula.

Uma das grandes preocupações sobre a utilização de herbicidas, principalmente em áreas de reflorestamento onde grande parte dos projetos são desenvolvidos com o intuito de proteger áreas hidrologicamente sensíveis, é sobre seu comportamento ambiental. Quando um produto químico é aplicado no manejo dessas áreas, grande parte fica retido nas plantas alvo, porém uma fração se perde neste caminho, sendo o solo o destino final<sup>55</sup>. Nele, os compostos sofrem processos físicos, químicos e biológicos que regulam seu rumo no ambiente. As moléculas podem ser retidas, lixiviadas, volatizadas, fotodegradadas, decompostas quimicamente e microbiologicamente, sofrer escorrimento superficial ou serem absorvidas pelas plantas<sup>7</sup>. No caso de regiões tropicais, temos solos altamente reativos, estabelecidos por elevado intemperismo, ou seja, processos de formação de solo intensificados por temperaturas elevadas e ação da chuva e biológica intensa<sup>58</sup>. Como resultado, os solos apresentam em sua maioria boa profundidade e porosidade, estrutura estável, alta permeabilidade, pH's baixos e elevadas concentrações de óxidos de ferro e alumínio<sup>58</sup>. Grande parte destas propriedades está ligada direta ou indiretamente ao desenvolvimento e ao balanço de cargas elétricas na superfície das partículas que compõem seus sistemas coloidais<sup>29</sup>, que resultam na elevada retenção de moléculas como o glifosate nos coloides do solo. Essas características, aliadas às propriedades do glifosato, permitem indicar como baixo o risco de contaminação ambiental que a molécula apresenta no cenário tropical, principalmente quando se considera o potencial de lixiviação para o lençol freático.

Quando em contato com o solo, a molécula de glifosato é adsorvida, ou seja, forma fortes ligações químicas com os coloides do mesmo, sendo inativada<sup>34,12,7</sup>. A sorção do herbicida é importante, pois determina quanto do produto ficará retido no solo e quanto estará disponível em sua solução<sup>45</sup>. Este processo ocorre devido a alta afinidade que o composto apresenta frente aos óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio<sup>69</sup>, formando o chamado resíduo-ligado<sup>60</sup>, nome dado a interação entre espécies químicas originadas da transformação ou não de pesticidas e a matriz do solo, sendo estes resíduos não passíveis de extração por métodos que alterem significativamente a

natureza da molécula. É um processo determinante, já que devido a tais ligações, as moléculas apresentam-se como indisponíveis<sup>60</sup>, de forma que sua ação nas plantas via absorção radicular é praticamente desprezível. Alguns estudos indicam que a sorção do glifosate ainda é influenciada diretamente pela matéria orgânica<sup>51</sup>, pela temperatura<sup>22</sup> e indiretamente pelo pH<sup>52</sup>, sendo os dois últimos fatores importantes para a realidade brasileira. Estudos apontam inclusive que a aplicação do herbicida com água barrenta restringe ou mesmo inativa os efeitos do produto, sendo necessário novas intervenções<sup>43</sup>. A cinética da reação glifosato/óxidos-silicatos é praticamente instantânea e completa em poucas horas<sup>34</sup>, dando maior segurança ao trabalhador rural e à comunidade que se relaciona com a área manejada. Do ponto de vista técnico, apesar do herbicida atuar como o fósforo em solos, competindo com os sítios de sorção, a sua adsorção não é influenciada pelos níveis recomendados para o elemento em campo, ocorrendo alterações somente a concentrações não atingíveis para solos agriculturáveis<sup>60</sup>. A prática da calagem também, apesar de aumentar o pH, não foi indicada como exercendo influência significativa na dessorção do herbicida<sup>3</sup>, inclusive auxiliando na sorção do glifosate pelo acréscimo do íon  $\text{Ca}^{2+}$ <sup>70</sup>.

O glifosato tem o mesmo comportamento do fósforo em solo<sup>60</sup>, devido às suas ligações covalentes serem formadas pelo grupo fosfatado da molécula<sup>9</sup>. Esta é outra característica interessante do composto, pois confere rápida degradação microbiana<sup>70</sup>, uma vez que é fonte de fósforo à microfauna<sup>44</sup>. Um grande leque de microrganismos do solo, incluindo bactérias, actinomicetos, fungos e microrganismos não identificados são capazes de degradar o herbicida, mas as bactérias se sobressaem desempenhando o papel principal nessa rota metabólica<sup>30</sup>. A degradação do glifosate ocorre em duas rotas metabólicas; (i) transformação no aminoácido sarcosina por ação da bactéria *Agrobacterium radiobacter* ou da *Enterobacter aeroneges* (enzima C-P liase) e (ii) transformação em ácido aminometilfosfônico (AMPA) sob a ação da bactéria *Anthrobacter atrocyaneus* e *Flavobacterium* sp. e do próprio metabolismo da planta<sup>2</sup>. A sarcosina é um metabólito de difícil detecção, já que em solo é rapidamente degradado em  $\text{CO}_2$  e  $\text{NH}_3$ <sup>39</sup>, enquanto que o AMPA é considerado o metabólito principal por ser mais persistente devido a sua forte sorção nos coloides do solo pelo grupo fosfatado o que dificulta sua degradação<sup>40</sup>. A decomposição do glifosate pode ocorrer microbianamente também sob condições anaeróbicas, ainda que em menores taxas<sup>64</sup> e de maneira abiótica, estimulada fortemente pelo elemento manganês<sup>6</sup>.

Quando a transformação é total, dando origem a CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e íons minerais, o termo utilizado é de mineralização. A dissipação é outro conceito frequentemente empregado para pesticidas no meio ambiente, onde refere-se à fração do composto químico que é mineralizada ou permanece no solo em formas que não a original, como exemplo, a formação de resíduo-ligado<sup>60</sup>. Como o glifosate interage fortemente com os solos, sua meia vida (tempo para decair em 50% da concentração inicial) varia de acordo com as propriedades físico-químicas e da atividade microbiana<sup>70</sup> do meio em que está inserido. Seu comportamento foi indicado como inversamente correlacionado com a capacidade de sorção de fósforo que o solo apresenta; se a sorção for alta, então a mineralização/degradação será baixa, devido à biodisponibilidade ser menor<sup>40</sup>. Assim, a molécula de glifosate tende a não permanecer longos períodos reativa em solo; ou está fortemente adsorvida, ou é degradada quando liberada em solução. Giesy et al. (2000) (4) indicam que a meia-vida do glifosato em solo varia de 2 a 197 dias, e AMPA de 76 a 240 dias, já Dousset et al. (2004) aponta como 14 dias a persistência de ambas as moléculas. Prata (2002) indica um t<sub>1/2</sub> de mineralização de 252 à 782 dias para glifosate, enquanto os t<sub>1/2</sub> de dissipação variaram entre 14 e 25 dias. Mesmos solos com longos períodos de aplicação continuam com elevados coeficientes de sorção<sup>60</sup>, já que o risco de acumulação é baixo devido à degradação por microrganismos<sup>9</sup>. Inclusive, estudos realizados sobre o impacto do glifosate sobre a comunidade microbiana de solos florestais na Califórnia, EUA concluíram que a dose recomendada do produto formulado de glifosate tem efeito benigno na estrutura da comunidade<sup>61</sup>, com resultados em solos brasileiros apontando resultados semelhantes sobre o efeitos positivo em curto e longo prazo para microbiota do solo<sup>4</sup>. Por atuar como fonte de energia, o glifosate estimula a respiração microbiana, particularmente em solos com histórico de aplicação<sup>32,46</sup>.

Outro fator a ser considerado refere-se ao transporte de pesticidas no ambiente, uma vez que tal processo determina o potencial de contaminação do lençol freático e de corpos de água. A movimentação pode ocorrer por lixiviação, escoamento superficial ou volatilização<sup>26</sup>. O primeiro refere-se ao deslocamento vertical dos herbicidas na matriz do solo pela água. Quando excessiva, contribui para que o produto atinja e contamine o lençol freático<sup>17</sup>. Já o escoamento superficial ou “runoff” consiste na movimentação do pesticida ao longo da superfície do solo, juntamente com o

escorrimento da água da chuva ou mesmo pelo vento, até a superfície das águas dos rios, lagos e terrenos de menor declividade<sup>27</sup>.

Dado às propriedades do glifosato, o herbicida é classificado com mobilidade muito baixa<sup>24</sup>. Estudos de lixiviação em áreas florestais indicam que é insignificante o movimento da molécula em camadas de solo abaixo de 15 cm<sup>57</sup>. Poucos episódios de detecção em água de subsuperfície foram apontados, sendo os raros casos observados em países com características de clima e solo predominantemente de regiões temperadas, principalmente em áreas com sistema de drenagem por canais<sup>42</sup>, cenário muito diferente do encontrado em nosso território. Vale afirmar que em nenhum destes casos a concentração ultrapassou o limite máximo estabelecido pelos Estados Unidos em 700 µg L<sup>-1</sup> (US MCL)<sup>18</sup>. Ainda que considerado seguro, em áreas onde ocorre o afloramento evidente do lençol freático, o uso de glifosate não é recomendado<sup>9</sup>. Em âmbito nacional, não há dados sobre a ocorrência do herbicida em água de subsuperfície, sendo o padrão de potabilidade igual a 500µg L<sup>-1</sup><sup>53</sup>.

Apesar do risco de contaminação de águas de superfície e subsuperfície pelo glifosate e AMPA ser considerado baixo<sup>9</sup>, estudos recentes indicam a detecção de ambas as moléculas em águas superficiais<sup>19,21</sup>. Esse processo ocorre dado a forte sorção do herbicida com os coloides do solo, que podem ser arrastados devido à erosão por chuvas intensas, influenciado pelas características do solo, vegetação e declividade<sup>35</sup>. Se cogitarmos ainda uma possível deriva gerada no momento da aplicação do produto, apesar das características físico-químicas da molécula não tenderem à volatilização, medidas para precaução são necessárias a fim de evitar a chegada das moléculas em áreas não-alvo, como corpos de água, principalmente se considerarmos que no panorama de restauração ambiental, as APPs ripárias concentram hoje a maioria dos projetos de restauração florestal no Brasil<sup>63</sup>.

Como forma de tornar viável a utilização do herbicida glifosate em torno de mananciais, o uso de faixas vegetais de bordadura entra como uma alternativa aplicável, pois ajudaria a proteger os cursos d'água da principal forma potencial de contaminação por glifosate, que é o arraste de partículas de solo com a molécula adsorvida. As faixas são reconhecidas como a abordagem mais efetiva na mitigação da contaminação de águas superficiais por runoff<sup>48</sup> e por deriva<sup>23</sup> uma vez que atuam como filtros aos pesticidas<sup>8</sup>. Em estudo sobre a amplitude de deriva pela aplicação de herbicidas com

trator pulverizador, foi determinado que uma faixa de 6 metros foi suficiente, considerando a presença de ventos fortes, para conter a deposição de contaminantes<sup>23</sup>. Como na maior parte dos projetos de restauração florestal o glifosate é aplicado com pulverizadores costais, o que resulta em potencial muito maior de perdas por deriva e de deposição de herbicida em áreas não-alvo quando comparado à aplicação com barra tratorizada, acredita-se que tal largura de faixa de proteção ultrapassa o valor mínimo necessário. Em relação ao escoamento superficial da molécula, uma revisão conduzida por Reichenberger et al. (2006) reuniu 180 artigos que tratavam direta ou indiretamente ações de mitigação da entrada de pesticidas em corpos de água. Os autores concluíram que faixas de gramíneas localizadas nas extremidades inferiores das áreas analisadas são efetivas para seu propósito e que reunindo em um grupo os resultados referentes aos pesticidas transportados por sedimentos, onde se enquadra o glifosate, foi possível chegar a um valor mínimo de oito metros de largura para faixas vegetais que comportem a redução satisfatória do transporte de contaminantes. Esse dado é confirmado por estudo de Lin et al. (2011), Missouri (EUA), que analisou a efetividade de três arranjos de gramíneas e a influência da largura de faixas vegetais de bordadura sobre a redução dos herbicidas atrazina, metalachlor e glifosate. O último herbicida foi indicado apresentando valores médios de 2,4% de perda por runoff, chegando a valores de redução de 70 à 81% para faixas vegetais de oito metros. Apesar de serem necessários maiores estudos que condigam com a realidade tropical sobre projetos de restauração, pode-se inferir que uma faixa de bordadura vegetal sem a utilização de pesticidas de oito metros de largura seria suficiente para evitar danos ambientais do herbicida glifosate.

Na utilização de pesticidas em áreas naturais, é necessário considerar o impacto e a toxicidade dos compostos sobre a fauna local. De acordo com diversos estudos, a toxicidade do glifosate em pássaros, peixes, ratos, coelhos, sapos e outros animais mostrou que a molécula é amplamente não-tóxica<sup>32,54,56</sup> para doses utilizadas em campo. Mesmo para organismos bentônicos, é indicado que toxicidade aguda é pouco esperada no meio ambiente<sup>68</sup>. Poucos estudos foram conduzidos sobre a ecotoxicidade do metabolito AMPA, porém revisões indicam que a molécula possui toxicidade menor que o glifosato<sup>32</sup>.

É importante observar que a classe toxicológica do produto comercial de glifosate varia conforme sua composição. Isto é, apesar do ingrediente ativo ser considerado pouco tóxico, o herbicida utilizado em campo possui outros componentes



em sua fórmula, os chamados adjuvantes, que aumentam a toxicidade do produto<sup>28,32</sup>. Um adjuvante é definido como qualquer substância na formulação ou adicionada ao tanque de pulverização para auxiliar a atividade herbicida ou as características de aplicação. Surfactantes são os principais adjuvantes nas formulações de glyphosate. Para que a formulação do glifosato seja eficaz, este deve ser absorvido pela folha e transportado para os tecidos alvos. Assim, os surfactantes facilitam o molhamento, a adesividade e o espalhamento da gota (diminuição do ângulo de contato), importantes nesta etapa<sup>1</sup>. No Brasil, considerando os dados apresentados no relatório semestral de 2009, foi reportada a comercialização de 71 marcas de produtos formulados a base de glifosato, onde, segundo a classificação toxicológica, somente 1% está na classe IV, 6% na classe II e 93% na classe III (de uma escala indo de I-Extremamente tóxico à IV-Pouco tóxico)<sup>38</sup>. A formulação comercial mais conhecida, Roundup Original<sup>®</sup>, é classificada no grupo III, enquanto outros produtos mais recentes da mesma empresa, como Roundup Ready<sup>®</sup>, Roundup Transorb<sup>®</sup>, Roundup Ultra<sup>®</sup> se enquadram na classe II. Marcas comerciais como Glifosato Nortox<sup>®</sup>, Glifosato 480 Helm<sup>®</sup> e Polaris<sup>®</sup> são classificadas na classe IV<sup>66</sup>. Howe et al. (2004) em estudo comparativo sobre toxicidade aguda entre produtos comerciais de glifosato indicou que o surfactante POEA, utilizado em formulações de Roundup<sup>®</sup>, apresentou a maior toxicidade sobre anfíbios, seguido pelos produtos em que o surfactante fazia parte da composição. A molécula glifosato e outras composições comerciais não apresentaram toxicidade aguda<sup>36</sup>. Os resultados são confirmados por outros autores que apontam que o surfactante POEA é o responsável por possíveis níveis de toxicidade de produtos formulados<sup>32,59</sup>. Desta forma, os dados sugerem que apesar da baixa toxicidade, é importante a escolha criteriosa do herbicida a base de glifosato que será utilizado em áreas naturais, uma vez que a presença e concentração de adjuvantes, como o POEA, tende a influenciar mais o risco ambiental do produto do que o próprio glifosato.

No panorama da restauração florestal, o glifosato se enquadra não só como um método de manejo no auxílio ao estabelecimento de mudas nativas a baixos custos como uma ferramenta tecnológica para o sucesso de projetos de reflorestamento. Estima-se que os custos de plantios de restauração tendam a ser de 30 a 40% menores quando o controle de plantas daninhas é realizado com glifosato, em comparação com capina e roçada manuais. Atualmente, nos deparamos com grandes extensões de áreas a serem restauradas; só na Mata Atlântica há cerca de 6 milhões de ha de APPs ciliares

degradadas que devem ser reflorestadas<sup>15</sup>. Assim os custos e práticas envolvidos nessa atividade de larga escala se tornam um desafio às organizações responsáveis.

As despesas envolvidas na implantação e manutenção de projetos de restauração são geralmente elevados, principalmente devido ao uso de métodos pouco eficientes e onerosos de controle de plantas daninhas<sup>11,16</sup>. O sistema radicular denso e fasciculado de gramíneas invasoras, que constituem o principal grupo de plantas daninhas no contexto da restauração florestal, é muito eficiente na competição por nutrientes e água com as mudas plantadas, ao passo que a densa biomassa aérea dessas gramíneas desfavorece o estabelecimento de plântulas de espécies nativas oriundas da chuva de sementes<sup>14,20</sup>. A disputa acirrada das gramíneas por recursos gera menores taxas de crescimento anual das mudas nativas, atrasando a cobertura de copa das áreas e aumentando assim ainda mais os períodos necessários para controle de plantas daninhas. Em função desse importante filtro ecológico, plantios de restauração podem ser perdidos e a sucessão florestal pode ser retardada devido à forte competição<sup>14</sup>. Adicionalmente, a cobertura do solo por essas plantas em muito favorece a proliferação de incêndios nos períodos mais secos do ano, sendo este um prejuízo adicional à restauração e à conservação de florestas tropicais. Assim, manejar é preciso para que as metas referentes à trajetória sucessional possam ser atingidas<sup>25</sup>.

O manejo de plantas daninhas na restauração florestal, outrora realizado predominantemente por meios manuais, atualmente passou a empregar de forma expressiva o método químico como medida de aumentar os rendimentos operacionais e reduzir custos. Essa estratégia de controle é considerada uma alternativa eficiente, visto que o glifosate controla de forma permanente uma série de plantas daninhas e não permitem sua rebrota futura, como pode ocorrer após capina ou roçada, necessitando menos intervenções. Em plantios de eucalipto, onde o trato silvicultural é o mesmo utilizado para o reflorestamento com nativas, a economia chegou a 48% em relação ao manejo de invasoras com herbicidas sobre a roçada<sup>67</sup>. Em função disso, esta alternativa vem sendo preferida pela efetividade de controle, redução de custos e maiores rendimentos operacionais<sup>10</sup>.

A ascendente tendência de invasão e propagação de espécies invasoras tende a causar perda de diversidade biológica e homogeneização biológica da paisagem em escala global, numa taxa que cresce continuamente<sup>65</sup>. Frente a isso, pode-se dizer que neste caso, o uso do herbicida glifosate está a favor da biodiversidade, já que promove a supressão de “monoculturas” de gramíneas, favorecendo não só o restabelecimento da

sucessão ecológica, como também a entrada de um novo banco de espécies ruderais diverso, que tinham o crescimento impedido pela agressividade de tais exóticas. Cabe considerar que o uso de glifosate na restauração apresenta uma forte restrição temporal, uma vez que seu uso se restringe aos primeiros três anos de intervenções, sendo dispensado a partir do estabelecimento de um dossel pioneiro capaz de suprimir as gramíneas por sombreamento. Assim, mesmo que haja riscos reduzidos de poluição da água, esse risco seria restrito no tempo, diferentemente do uso anterior do solo em que a maioria das áreas em restauração se encontravam, ou seja, em uso agrícola e com aplicação constante e ininterrupta ao longo dos anos de pesticidas, a maioria de toxicidade e risco de poluição ambiental muito maior que o glifosate.

No Brasil, a lei referente ao manejo de APPs estabelece que são admitidas intervenções de “interesse social”, abrangendo “as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, tais como prevenção, combate e controle do fogo, controle da erosão, erradicação de invasoras e proteção de plantios com espécies nativas” (Lei 12.651 - art. 3º Inciso IX). Recentemente, o registro do glifosate foi autorizado para “uso emergencial no controle de espécies vegetais invasoras em áreas de florestas nativas”<sup>37</sup>, válida em todo o país. No entanto, não fica claro se o uso é autorizado para as ações de restauração florestal, pois o registro não é suficiente para que o seu uso seja autorizado em um dado projeto. Em função deste cenário, é considerado importante a regularização do uso do herbicida glifosate em função de suas qualidades ambientais e de sua importância econômica para projetos de reflorestamento.

Frente a todos os pontos discutidos, pode-se concluir que a utilização do herbicida glifosate no panorama de restauração ambiental, além de possuir atributos que a qualifiquem como ambientalmente segura, é fundamental para o êxito de projetos de restauração em larga escala, e que apesar de novas pesquisas ainda serem necessárias em ecossistemas tropicais, as ações de conservação da biodiversidade são urgentes e devem ser empregadas na mitigação de invasões de espécies exóticas. Assim, o herbicida glifosate é considerado seguro para utilização em áreas de restauração ciliar desde que seja considerada a escolha criteriosa da formulação comercial do herbicida e a utilização de faixas de bordadura vegetal de no mínimo oito metros de largura.

1. ABRAHAM, W. Formulações de glyphosate e adjuvantes. In: VELINI, E. D.; MESCHEDÉ, D. K.; CARBONARI, C. A.; TRINDADE, M. L. B. **Glyphosate**. Botucatu: FEPAF, 2009. p. 179-190

2. AMARANTE JR. O. P. et al. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação, **Química Nova**, v. 25, p. 589-593, 2002.
3. ARANTES, S. A. C. M.; LAVORENTI, A.; TORNISIELO, V. L. Efeito da calagem na sorção e dessorção do 14c-glyphosate em solos. **Ciência das Plantas Daninhas**, v. 15, p. 44-47, 2007.
4. ARAÚJO, A. S. F. de; MONTEIRO, R. T. R.; ABAKERLI, R. B. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. **Chemosphere**, v.52, p. 799-804, 2003.
5. BAILEY, G. W.; WHITE, J. L. Factors influencing the adsorption, desorption and movement of pesticides in soil. In: **Residue Review, The Triazines Herbicides**. New York, USA: Springer Verlag, v. 32, 1970. p. 29-92.
6. BARRETT, K. A.; MCBRIDE, M. B. Oxidative degradation of glyphosate and aminomethylphosphonate by manganese oxide. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p. 9223-9228, 2005.
7. BAYLIS, A. D. Why glyphosate is a global herbicide: strengths, weaknesses and prospects. **Pest Management Science**, v.56, p.299-308, 2000.
8. BICALHO, S. T. T. et al. Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. **Geoderma**, v. 158, p. 392-397, 2010.
9. BORGGGAARD, O. K.; GIMSING, A. L. Review: Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. **Pest Management Science**, v. 64, p. 441-456, 2008.
10. BORTOLAZZO, E. D. **Efeitos da área de controle das plantas daninhas (coroamento ou faixas) no desenvolvimento inicial de tangerina “Poncã” (Citrus reticulata Blanco)**. 2002. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
11. BRANCALION, P. H. S. et al. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, p.251-257, 2009.
12. BUSSE, M. D.; RATCLIFF, A. W.; SHESTAK, C. J. POWERS, R. F. Glyphosate toxicity and effects of long-term vegetation control on soil microbial communities. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.1777-1789, 2001.
13. CABIN, R. J et al. Effects of long-term ungulate exclusion and recent alien species control on the preservation and restoration of a Hawaiian Tropical Dry Forest. **Conservation Biology**, v. 14, p. 439-453, 2000.
14. CABIN, R.J. et al. Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. **Ecological Applications**, v. 12, p.1595-1610, 2002.
15. CALMON, M. et al. Emerging threats and opportunities for biodiversity conservation and ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v.19, p.154-158, 2011.
16. CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil’s Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1808-1814, 2010.
17. CASSAMASSIMO, R. E. **Dissipação e mobilidade dos herbicidas glifosato e oxifluorfen em um solo manejado no sistema de cultivo mínimo e florestado com Eucaliptus grandis**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005. 62 p.

18. CHEMICAL CONTAMINANTS. **Health Effects Technical Support Document**, Six-Year Review. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2003. 32 p.
19. COUPE, R. H.; KALKHOFF, S. J.; CAPEL, P.D.; GREGOIRE, C. Fate and Transport of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in Surface Waters of Agricultural Basins. **Pest Management Science**, v. 68, p.16-30, 2012.
20. D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.
21. DAOUK, S.; ALENCASTRO, L. F.; PFEIFER, H. R. The herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in the Lavaux vineyard area, western Switzerland: Proof of widespread export to surface waters. Part II: The role of infiltration and surface runoff. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 48, p. 725-736, 2013.
22. DE JONGE, H.; DE JONGE, L. W.; JACOBSON, O. H.; YAMAGUCHI, T.; MOLDRUP, P. Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content. **Soil Science**, v. 166, p.230–238, 2001.
23. DE SNOO, G. R.; DE WIT, P. J. Buffer Zones for Reducing Pesticide Drift to Ditches and Risks to Aquatic Organisms, **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 41, p. 112-118, 1998.
24. DOUSSET, S.; CHAUVIN, C.; DURLET, P.; THÉVENOT, M. Transfer os hexazinone and glyphosate through undisturbed soil columns in soils under Christmas tree cultivation. **Chemosphere**, v. 57, p. 265-272, 2004.
25. DURIGAN, G.; SOARES, V. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras. Editora e Gráfica, 2013. 49p.
26. ENFIELD, C. G.; YATES, S. R. Organic chemical transport to groundwater. In: CHENG, H. H. ed. **Pesticides in the soil environment: Process, impacts, and modeling**. 2 ed. Madison, Soil Science Society of America, 1990. p. 271-302.
27. FENG, J. C.; THOMPSON, D. G.; REYNOLDS, P. E. Fate of glyphosate in a Canadian forest watershed. 1. Aquatic residues and off-target deposit assessment. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 38, p. 1110-1118, 1990.
28. FOLMAR, L. C.; SANDERS, H. O.; JULIN, A. M. Toxicity of the herbicide glyphosate and several of its formulations to fish and aquatic invertebrates. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 8, p. 269–278, 1979.
29. FONTES, M. P. F.; CAMARGO, O. A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, v. 58, p. 627-646, 2001.
30. FORLANI, G.; MANGIAGALLI, A.; NIELSEN, E.; SUARDI, C. M. Degradation of the phosphonate herbicide glyphosate in soil: evidence for possible involvement of unculturable microorganisms. **Soil Biology & Biochemistry**, v.31, p.991–997, 1999.
31. FORTIN, J.; GAGNON-BERTRAND, E.; VEZINA, L.; ROMPRE, M. Preferential bromide and pesticide movement to tile drains under different cropping practices. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1940–1952, 2002.
32. GIESY, J.P.; DOBSON, S.; SOLOMON KR, Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicide. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 167, p.35–120, 2000.

33. GIMSING, A. L.; BORGGAARD, O. K.; BANG, M. Influence of soil composition on adsorption of glyphosate and phosphate by contrasting Danish surface soils. **European Journal Soil Science**, v. 55, p. 183–191, 2004.
34. GIMSING, A. L.; BORGGAARD, O. K.; Competitive adsorption and desorption of glyphosate and phosphate on clay silicates and oxides. **Clay Minerals**, v. 37, p. 509–515, 2002.
35. HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M. L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 1954–1972, 2004.
36. HOWE, C. M.; BERRILL, M.; PAULI, B. D.; HELBING, C. C.; WERRY, K.; VELDHOEN, N. Toxicity of glyphosate-based pesticides to four North American frog species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, p. 1928–1938, 2004.
37. IBAMA. Instituto brasileiro do meio ambiente e dos recursos naturais renováveis, Instrução Normativa IBAMA nº 7, de 2 de julho de 2012. Disponível em: <[http://www.institutohorus.org.br/download/marcos\\_legais/INSTRUCAO\\_NORMATIVA\\_7\\_IBAMA\\_D E\\_02-07-2012\\_Registro\\_herbicidas.pdf](http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/INSTRUCAO_NORMATIVA_7_IBAMA_D E_02-07-2012_Registro_herbicidas.pdf)> Acesso em 5 de maio de 2014.
38. IBAMA. **Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental**. Brasília: Ibama, 2010. 84 p.
39. JACOB, G. S.; SCHAEFER, J.; STEJSKAL, E. O.; MCKAY, R. A.; SOLIDSTATE, N. M. R. Determination of glyphosate metabolism in a *Pseudomonas sp.* **Journal of Biological Chemistry**, v. 260, p. 5899–5905, 1985.
40. JACOBSEN, O. S. Degradation, sorption and persistence of glyphosate and the metabolite AMPA in a fractured clay soil profile. **Proc XII Symp on Pesticide Chemistry**, Piecenza, Italy (2003).
41. JUNIOR, O. P. A. Glyphosate: Propriedade, toxicidade, usos e legislação. **Química Nova**, v.25, p. 589-593, 2002.
42. KJÆR J, OLSEN P, ULLUM M AND GRANT R, Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, p. 608–620, 2005.
43. KOGAN, M.; ALISTER, C. Eficiência do glyphosate em reflorestamento. In: VELINI, E. D.; MESCHEDÉ, D. K.; CARBONARI, C. A.; TRINDADE, M. L. B. **Glyphosate**. Botucatu: FEPAF, 2009. p. 21-30.
44. KONONOVA, S. V.; NESMEYANOVA, M. A. Phosphonates and their degradation by microorganisms. **Biochemistry**, v. 67, p. 184–195, 2002.
45. KRAEMER, A. F.; MARCHESAN, E.; AVILA, L. A.; MACHADO, S. L. O; GROHS, M. Destino ambiental dos herbicidas do grupo das imidazolinonas. **Planta Daninha**, v.27, p.629-639, 2009.
46. LANE, M.; LORENZ, N.; SAXENA, J.; RAMSIER, C.; DICK, R. P.; The effect of glyphosate on soil microbial activity, microbial community structure, and soil potassium. **Pedobiologia**, v. 55, p. 335-342, 2012.
47. LEI Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)> Acesso em 5 de maio de 2014.
48. LIN, C.; LERCH, R. N.; GOYNE, K. W.; GARRETT, H. E. Reducing herbicides and veterinary antibiotics losses from agroecosystems using vegetative buffers, **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 791–799, 2011.

49. LINDERS, J. B. H. J. et al. Pesticides: benefaction or Pandora's box? A synopsis of the environmental aspect of 243 pesticides. **Research for Man and Environment**. National Institute of Public Health and Environment. Bilthoven, the Netherlands.
50. LUCHINI, L. C. Considerações sobre algumas propriedades físico-químicas do glyphosate. In: VELINI, E. D.; MESCHEDE, D. K.; CARBONARI, C. A.; TRINDADE, M. L. B. **Glyphosate**. Botucatu: FEPAF, 2009. p. 21-30.
51. MAMY, L.; BARRIUSO, E.; GABRIELLE, B. Environmental fate of herbicides trifluralin, metazachlor, metamitron and sulcotrione compared with that of glyphosate, a substitute broad spectrum herbicide for different glyphosate-resistant crops. **Pest Management Science**, v.61, p.905–916, 2005.
52. MILES, C. J.; MOYE, H. A. Extraction of glyphosate herbicide from soil and clay minerals and determination of residues in soils. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 36, p. 486–491, 1988.
53. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518/gm. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>> Acessado em: 20 de março de 2014.
54. MOORE, L. J.; FUENTES, L.; RODGERS, J. H.; BOWERMAN, W. W.; YARROW, G. K.; CHAO, W. Y.; BRIDGES, W. C. Relative toxicity of the components of the original formulation of Roundup® to five North American anurans. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 128-133, 2011.
55. MORAES, P. V. D.; ROSSI, P. Comportamento ambiental do glifosato. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 9, p. 22-35, 2010.
56. NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM, CAS Registry Number 1071-83-6, Glyphosate, Roundup. Disponível em: <<http://ntp.niehs>> Acessado em: 13 de fevereiro de 2007.
57. NEWTON, M.; HORNER, L. M.; COWELL, J. E.; WHITE, D. E.; COLE, E.C. Dissipation of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in North American forests. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 42, p.1795–1802, 1994.
58. OLIVEIRA, M.F.; BRIGHENTI, A.M. Comportamento dos herbicidas no ambiente In: OLIVEIRA JR.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M.H. **Biologia e Manejo de Plantas Daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. p.263-304.
59. PERKINS, P. J.; BOERMANS, H. J.; STEPHENSON, G. R. Toxicity of glyphosate and triclopyr using the frog embryo teratogenesis assay- Xenopus. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, p. 940–945, 2000.
60. PRATA, F. **Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina**. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002. 149 p.
61. RATCLIFF, A. W.; BUSSE, M. D.; SHESTAK, C. J. Changes in microbial community structure following herbicide (glyphosate) additions to forest soils. **Applied Soil Ecology**, v. 34, p.114–124, 2006.
62. REICHENBERGER S.; BACH M.; SKITSCHAK A.; FREDE H.G. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness: a review. **The Science of the Total Environment**, v. 384, p.1-35, 2007.

63. RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1605-1613, 2011.
64. RUEPPEL, M. L.; BRIGHTWELL, B. B.; SCHAEFER, J.; MARVEL, J. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 25, p. 517–528, 1977.
65. SIGG, J. O papel dos herbicidas na conservação da biodiversidade. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/papelherb.pdf>> Acesso em: 5 de maio de 2014.
66. SISTEMA AGROFIT. Disponível em: <[http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit\\_cons/principal\\_agrofit\\_cons](http://extranet.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons)> Acessado em: 05 de maio de 2014.
67. TOLEDO, R. E. B.; ALVES, P. L. C. A.; VALLE, C.; ALVARENGA, S. F. Comparação de custos de quatro métodos de manejo de *Brachiaria decumbens* Stapf em área de implantação de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden. **Revista Árvore**, v. 20, p.319-330, 1996.
68. TSUI, M. T. K.; CHU, L. M. Comparative toxicity of glyphosate- based herbicides: aqueous and sediment porewater exposures, **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 46, p. 316-323, 2004.
69. VAN OLPHEN, H.; FRIPIAT, J. J. **Data handbook for clay minerals and other non-metallic minerals**. Oxford,UK: Pergamon Press, 1979. 346 p.
70. VEREECKEN, H. Mobility and leaching of glyphosate: a review. **Pest Management Science**, v. 61, p.1139–1151, 2005.