

LUANE INES BRITO MONTEIRO

**PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS EM CONDIÇÃO DE USO
INTENSIVO DO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2016

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

M775p
2016

Monteiro, Luane Ines Brito, 1990-

Pagamento por serviços ambientais em condição de uso intensivo do solo / Luane Ines Brito Monteiro. – Viçosa, MG, 2016.

xi, 70f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Fernando Falco Pruski.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 64-70.

1. Solos - Conservação. 2. Solos - Manejo. 3. Solos - Uso. 4. Água - Uso. 5. Agricultura sustentável. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.45

LUANE INES BRITO MONTEIRO

**PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS EM CONDIÇÃO DE USO
INTENSIVO DO SOLO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de Magister Scientiae.

Aprovada: 19 de fevereiro de 2016

Raphael Bragança Alves Fernandes

Silvio Bueno Pereira

Carlos Antonio Alvares
Soares Ribeiro

Fernando Falco Pruski
(Orientador)

A minha família com carinho.

*“Na terra há o suficiente para satisfazer a necessidade de todos, mas não
para satisfazer a ganância de alguns”
(Mahatma Gandhi)*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por guiar meus passos e colocar pessoas especiais em meu caminho.

Aos meus pais, Flávio e Elisabeth, pelo amor e confiança e, por estarem ao meu lado em todos os momentos.

Aos meus irmãos, Pedro e Fábio, por serem meus maiores exemplos de perseverança e determinação.

Ao meu esposo, Magno, pelo amor e carinho estando presente nos momentos bons e ruins.

A toda minha grande família, tios, primos e agregados que, estando longe ou perto, fazem parte da minha alegria diária.

Ao Professor Fernando Falco Pruski pela confiança, pela verdadeira orientação e por ser um profissional de dedicação admirável.

Ao Professor Carlos Antônio Alvares Soares Ribeiro, ainda que não conste como orientador deste trabalho devido à erros burocráticos, se dispôs a contribuir participando efetivamente na coorientação do mesmo. Aos seus orientados que sempre foram solícitos, especialmente, Gustavo e Nero, pela valiosa ajuda com o processamento de dados.

Aos amigos do GPRH e CRRH por tornarem meu mestrado mais leve, agradável e divertido, em especial, a Andressa, Arthur, Camila, Josiane, Laisi, Laura, Nívia, Rayssa e Tarcila pelas parcerias.

As amigas da república Bico Fino, por serem presentes em minha vida, e por terem compartilhado sorrisos e aprendizados culturais que levarei sempre comigo.

BIOGRAFIA

LUANE INES BRITO MONTEIRO, filha de Flávio Romero Monteiro e Elisabeth Brito Monteiro, nasceu em Recife, PE, no dia 19 de abril de 1990.

Em março de 2008 iniciou o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal Rural de Pernambuco. Em agosto de 2009 transferiu o curso para a Universidade Federal de Viçosa, concluindo em setembro de 2013.

Em março de 2014 iniciou o curso de Mestrado em Engenharia Agrícola, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação em fevereiro de 2016.

SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
2 INTRODUÇÃO.....	1
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
3.1 Crescimento da demanda por água e alimentos e impactos associados às atividades agrícolas.....	3
3.2 Planejamento conservacionista e capacidade de uso e manejo do solo ..	6
3.3 Pagamentos por serviços ambientais (PSA).....	8
3.4 Programas internacionais de PSA	9
3.5 Programas brasileiros de PSA.....	11
4 MATERIAL E MÉTODOS	14
4.1 Descrição da metodologia	14
4.1.1 Determinação da capacidade de uso e manejo do solo	15
4.1.2 Índice de uso e manejo do solo	18
4.1.3 Requisitos necessários para ser considerado um provedor de serviços ambientais	20
4.2 Seleção da área de estudo e base de dados	21
4.2.1 Caracterização da bacia do rio Faxinal	23
4.2.2 Caracterização da bacia do rio Isabel Alves.....	25
4.3 Classificação do uso atual	27

4.4	Cenários analisados	28
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
5.1	Enquadramento do solo a sua capacidade de uso e manejo	29
5.2	Aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA à bacia do rio Faxinal	31
5.2.1	Determinação da capacidade de uso e manejo do solo	31
5.2.2	Determinação do índice de uso e manejo e análise para a sua adequação	34
5.2.3	Aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA em uma sub-bacia utilizada como exemplo	40
5.2.4	Comparação dos resultados entre os cenários	49
5.3	Aplicação da metodologia à bacia do rio Isabel Alves	51
5.3.1	Determinação da capacidade de uso e manejo do solo	51
5.3.2	Determinação do índice de uso e manejo (IUM) e análise para a sua adequação	53
5.3.3	Comparação dos resultados entre os cenários	61
6	CONCLUSÕES	63
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64

RESUMO

MONTEIRO, Luane Ines Brito, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2016. **Pagamento por Serviços Ambientais e condição de uso intensivo do solo.** Orientador: Fernando Falco Pruski.

O crescimento da população mundial impulsiona o aumento da demanda por água e alimentos, conseqüentemente, cresce a pressão pelo uso da terra para fins de produção de insumos agrícola. No entanto, as possibilidades de expansão de fronteiras agrícolas no mundo são limitadas, além de que, a expansão das atividades agrícolas sem planejamento adequado pode provocar aceleração dos processos erosivos e diminuir a capacidade produtiva da terra. A adoção do planejamento conservacionista é uma alternativa apropriada para superar esta situação, pois através deste pode-se indicar as áreas que devem ser destinadas a cada tipo de ocupação levando em consideração a capacidade de uso e manejo do solo. O Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH) desenvolveu uma metodologia para Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) baseada na capacidade de uso e manejo do solo (metodologia GPRH-UFV/PSA), a qual é utilizada neste trabalho com o objetivo de ser avaliada e aprimorada à condição de uso intensivo do solo. Como área de estudo, utilizou-se as bacias dos rios Faxinal e Isabel Alves, que estão localizadas na região hidrográfica do Alto Iguaçu, Estado do Paraná, onde é predominante a exploração intensiva de lavouras temporárias. Os resultados mostram que a metodologia GPRH-UFV/PSA é aplicável para condições de uso intensivo do solo, requerendo adequação nas áreas em Latossolos, com declividade entre 12 e 20% e, com o uso agrícola intensivo. Para estas áreas deve-se revisar o sistema de classificação do solo quanto à sua capacidade de uso e manejo reclassificando estas áreas da classe

de capacidade de uso IV para a III. Recomenda-se ainda a exclusão das áreas nas quais o fator restritivo à exploração comercial seja a má drenagem interna pois, neste caso, têm-se critérios conflitantes entre a preservação ambiental e a exploração comercial. Assim, a metodologia GPRH-UFV/PSA deve ser aplicada apenas em condições para as quais o fator restritivo à sua capacidade de uso e manejo do solo esteja relacionado ao controle dos processos erosivos.

ABSTRACT

MONTEIRO, Luane Ines Brito, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2016. **Payment for Environmental Services in intensive land use condition.** Adviser: Fernando Falco Pruski.

The growth of world-wide population drives the increase in demand for water and food. Consequently, there is a build-up in pressure for land use for agricultural input production. However, the agricultural frontier expansion possibilities in the world are limited, not to mention that agricultural expansion activities carried out without adequate planning can accelerate erosive processes and decreasing the land production capability. The adoption of conservation planning is an appropriate alternative to overcome this situation, because through this is possible to indicate which areas should be designed for each type of occupation taking into account usability and soil management. The Research Group in Water Resources (GPRH) developed a methodology for Payment for Environmental Services (PES) based on land use capability (methodology GPRH-UFV / PSA), which is used in this work in order to be evaluated and suitable for intensive land use condition. The study area used was the river basins Faxinal and Isabel Alves, which are located in the river basin of the Alto Iguaçu, Paraná state in Brasil, where is predominantly the intensive exploitation of temporary crops. The results show that the methodology GPRH-UFV/PSA is applicable for intensive land use conditions, requiring adaptation in Latosols areas, with slopes between 12 and 20% and, with intensive agricultural use. For these areas should review the soil classification system for their land use capability reclassifying these areas of IV land use capability class to III. It is also recommended the exclusion of the areas where the limiting factor for

commercial exploitation is the low internal drainage because in this case there is a conflicting criteria between environmental preservation and commercial exploitation. Thus, the GPRH-UFV / PSA methodology should be applied only in a position for which the limiting factor to its land use capability is related to the control of erosion.

1 INTRODUÇÃO

No século XVIII a população mundial teve um crescimento acelerado, sendo que, entre os anos 1900 a 2000 o número de habitantes cresceu de 1,5 para 6,1 bilhões (ROSER, 2015). Estudos apontam que a população mundial chegará a 9,3 bilhões de habitantes em 2050 (ONU, 2011), o que acarretará em um aumento da demanda por alimentos em 70% e da demanda por água em 55% (BRUISMA, 2009). Em consequência, a pressão pelo uso da terra aumenta para dar suporte ao crescimento dessa demanda por alimentos.

A agricultura intensiva, se realizada com o manejo inadequado e sem a utilização de práticas conservacionistas, pode proporcionar a redução da capacidade de sustentação dos ecossistemas e, conseqüentemente, prejuízos na provisão de serviços ambientais. Mudanças de uso da terra são impulsionadas pela necessidade de produção e, quando realizadas sem planejamento adequado, intensificam os impactos ambientais. A degradação dos solos é um dos principais impactos evidenciados; em diversas regiões do mundo, tem-se observado a redução da capacidade produtiva dos solos.

O planejamento conservacionista surgiu como uma forma de minimizar os impactos advindos de atividades agrícolas e assegurar a provisão de serviços ambientais. Este tipo de planejamento leva em consideração fatores físicos, sociais e econômicos, priorizando a utilização do solo conforme a sua capacidade de uso. Assim, com a utilização dos princípios do planejamento conservacionista, é possível indicar as áreas destinadas a cada tipo de ocupação, a fim de que o solo seja explorado de forma a manter a sua produtividade, garantindo que os recursos naturais sejam conservados para o futuro.

O termo “capacidade de uso” é utilizado em sistemas de classificação do solo, sendo uma interpretação direcionada, prioritariamente, para fins agrícolas, pois refere-se à adaptabilidade da terra às diversas formas de utilização agrícola, sem que ocorra a degradação do solo, principalmente por processos erosivos.

Para apoiar os proprietários de terras que fazem o uso do solo ou de práticas conservacionistas, gerando externalidades ambientais positivas, criaram-se os programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), sendo aplicáveis ao setor agrícola buscando proporcionar incentivos, sejam eles através do pagamento pela prestação de serviços ambientais ou por medidas que proporcionem aumento da produtividade das terras.

A maior parte dos programas de PSA no Brasil e no mundo estão focados nas práticas de reflorestamento, sendo que apenas alguns incentivam a adoção de práticas conservacionistas na agricultura. Nos últimos 15 anos, diversos trabalhos sobre sustentabilidade agrícola têm abordado os conceitos de planejamento conservacionista e capacidade de uso do solo, porém, estes conceitos ainda são pouco aplicados em programas de PSA.

Visando aliar o planejamento conservacionistas a sistemas de PSA, o Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH-UFV) desenvolveu uma metodologia baseada na utilização do solo conforme a sua capacidade de uso e manejo (IBIO/FUNARBE, 2014). Esta metodologia foi desenvolvida para as condições relativas à bacia do ribeirão Candidópolis, localizada no município de Itabira-MG. Esta bacia é caracterizada por apresentar relevo de declividades acentuadas e, pelo tipo de ocupação do solo, sendo a pastagem o uso predominante na região e pela baixa intensidade de exploração econômica.

Acredita-se que essa metodologia, embora tenha sido desenvolvida a partir da análise de uma condição particular, possa ser aplicada para outras regiões com condições distintas desde de que se façam as adequações necessárias.

Com base nessas considerações, o objetivo do presente trabalho é avaliar e aprimorar a metodologia baseada na capacidade de uso e manejo do solo desenvolvida pelo GPRH-UFV para pagamentos por serviços ambientais em condição de uso intensivo do solo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Crescimento da demanda por água e alimentos e impactos associados às atividades agrícolas

Cerca de 200 anos atrás a população mundial era inferior a 1 bilhão de habitantes; hoje, já ultrapassa 7 bilhões. A partir do século XVIII a população mundial teve um crescimento acelerado, sendo que, entre os anos 1900 a 2000 a população cresceu de 1,5 para 6,1 bilhões de habitantes (ROSER, 2015).

O crescimento populacional, em conjunto com as evoluções na dieta das populações, implica aumento da demanda por alimentos, fibras, biocombustíveis, dentre outros (GODFRAY et al., 2010) e, conseqüentemente, por água. Recentemente, a pegada hídrica referente ao sistema alimentar tem recebido atenção especial (HOEKSTRA, 2011). Estimativas mostram que a pegada hídrica mundial total foi igual a $9.087 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$ para o período de 1996-2005, sendo que, deste valor, 92% está associado à produção agrícola (HOEKSTRA e MEKONNEN, 2012). Este valor continua em crescimento, e praticamente dobrou nos últimos 25 anos (DALIN et al., 2012).

Estudos apontam que população a mundial chegará a 9,3 bilhões de habitantes em 2050, baseados em uma taxa de crescimento média de 0,84% ao ano (ONU, 2011), o que acarretará um aumento da demanda por alimentos em 70% e de água em 55% (BRUISMA, 2009). Soma-se a isto o fato de que 60% dos ecossistemas mundiais estão sendo degradados ou utilizados de forma insustentável (MEA, 2005).

Como conseqüência dessa demanda crescente por produtos agrícolas, aumenta-se a pressão pelo uso da terra para suportar a intensificação da

produção (RSC, 2012). Durante o século 20 a produção agrícola cresceu consideravelmente, impulsionada pelo uso de práticas tecnológicas, tais como o uso de produtos químicos e a mecanização das lavouras (GALAN et al., 2007). Entretanto, estas mudanças acarretaram uma série de impactos ambientais negativos e, embora a curto prazo a agricultura intensiva possa parecer uma prática rentável, é esperado, a longo prazo, que a capacidade dos ecossistemas de provisão dos serviços ambientais seja reduzida expressivamente (FOLEY et al., 2005; MEA, 2005).

A agricultura modifica o ecossistema natural, eliminando e reduzindo habitats naturais e substituindo-os por áreas cultivadas (FAO, 2011b). Mudanças no uso da terra são motivadas pela dinâmica de produção e, quando realizadas sem o planejamento adequado, intensificam os impactos ambientais, dentre os quais a degradação do solo é um dos principais (KASTNER et al., 2011). A degradação do solo decorre do processo de erosão eólica ou hídrica, sendo a hídrica a forma mais recorrente no Brasil.

A erosão do solo está presente em diversas regiões do mundo e, nos países de clima tropical, frequentemente, está associada às atividades agrícolas (CHICAS et al., 2016). O processo de erosão provoca a redução de fertilidade do solo, dentre outros problemas ambientais que ameaçam a produtividade agrícola e a qualidade de água (PRASANNAKUMAR et al., 2012; XU et al., 2015). As terras agrícolas podem se tornar improdutivas quando a erosão não é mantida dentro dos níveis toleráveis (HIGGITT, 1991). Segundo Wild (2003), a capacidade produtiva dos solos vem diminuindo em várias partes do mundo; além disso, as oportunidades de expansão de fronteiras agrícolas são cada vez mais limitadas.

A erosão, normalmente, está relacionada ao desmatamento de encostas e matas ciliares, queimadas, uso inadequado de maquinários e implementos agrícolas, à falta de utilização de práticas conservacionistas na agricultura e, sobretudo, à inobservância do uso do solo quanto à sua capacidade de uso e manejo.

Durante a ocorrência da erosão, além das partículas do solo, são transportados, pelo escoamento superficial, nutrientes químicos, matéria orgânica, agrotóxicos e sementes. Logo, além do prejuízo direto da perda desses materiais, provoca-se a poluição dos cursos d'água. Conseqüentemente, a erosão também

causa problemas à qualidade e disponibilidade da água, devido à poluição e assoreamento dos mananciais, o que agrava os eventos extremos como as enchentes no período chuvoso e a escassez de água no período de estiagem (PRUSKI et al., 2009).

Barroso e Silva (1992) também apontam outros problemas em corpos e reservatórios d'água, como consequências da erosão provocados pelo aumento de turbidez da água, presença de contaminantes e sedimentação das partículas carregadas pela erosão. Os principais impactos são: a redução da capacidade de armazenamento dos reservatórios, diminuição do potencial de geração de energia elétrica, aumento dos custos de tratamento de água, desequilíbrio do balanço de oxigênio dissolvido na água, e aumento dos custos de dragagem de rios e reservatórios de água.

Em razão de todos os problemas apontados, a erosão é considerada como um grave problema tanto para ordem pública quanto para os proprietários rurais, por causar danos às terras vizinhas e aos córregos (MCGEE, 1911). Portanto, é recomendável que se adeque o uso do solo na tentativa de manter as perdas de solo abaixo do limite tolerável.

A tolerância de perdas de solo caracteriza a quantidade máxima de solo que pode ser perdida sem que ocorra queda de produtividade na área. Consideram-se, para a obtenção dos limites toleráveis, fatores físicos (tipo de solo, declividade do terreno e erosão antecedente), econômicos e relativo ao tempo requerido para formação de solos. Esse conceito é fundamentado em aspectos agrícolas e não considera os demais prejuízos associados ao processo erosivo (PRUSKI, 2009).

As medidas necessárias para reduzir o potencial da erosão hídrica devem contemplar ações que favoreçam a infiltração de água no solo, principalmente nas posições mais elevadas do relevo. Assim, busca-se diminuir o volume de escoamento superficial e o comprimento de rampa a ser percorrido por este. Estas condições podem ser alcançadas com o uso integrado de práticas edáficas, vegetativas e mecânicas.

O manejo dos solos e as práticas conservacionistas são fatores contemplados em modelos de predição de perda de solos, como na equação universal de perda de solo (USLE). A USLE é um dos modelos de predição de

perda de solo mais conhecidos e utilizados. Este modelo foi desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) baseado em observação de perda de solo em mais de 10.000 parcelas-padrão de 3,5m de largura por 22,1m de comprimento e 9% de declividade, distribuídas em todas as regiões dos Estados Unidos (Pruski, 2009). A USLE é apresentada pela equação 1.

$$PS = R K L S C P \quad (1)$$

em que,

PS = perda de solo média anual, $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

R = fator de erosividade da chuva, $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$;

K = fator de erodibilidade do solo, $t \text{ ha}^{-1}/(\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1})$;

L = fator de comprimento da encosta, adimensional;

S = fator de declividade da encosta, adimensional;

C = fator de uso e manejo do solo, adimensional; e

P = fator de práticas conservacionistas, adimensional.

Uma observação importante a respeito dessa equação, é que os fatores R, K, L e S são dependentes das condições naturais e os fatores C e P são relativos à ocupação e uso dos solos, sendo, portanto, considerados fatores antrópicos. Assim, as ações de conservação de solo e água devem ser voltadas a estes últimos fatores, na tentativa de manter as perdas de solo dentro do limite tolerável, sendo esta uma forma de atenuar os impactos advindos das atividades agrícolas.

2.2 Planejamento conservacionista e capacidade de uso e manejo do solo

O planejamento conservacionista surgiu como forma de amenizar os impactos advindos das atividades agrícolas e assegurar a capacidade produtiva dos solos e a provisão de serviços ambientais para o futuro (CIMON-MORIN et al., 2013; EGOH et al., 2008 e PRUSKI, 2009). Este tipo de planejamento refere-se à organização e espacialização das atividades e à programação de um

conjunto de recomendações e práticas economicamente viáveis e compatíveis com a capacidade de uso e manejo do solo. Assim, faz-se a indicação de áreas apropriadas a cada tipo de ocupação, considerando-se os fatores físicos, sociais e econômicos, para que os proprietários rurais possam optar por utilizar a terra de maneira mais produtiva, adotando as medidas conservacionistas mais adequadas à proteção e/ou melhoria dos recursos naturais (LEPSCH, 2015; FAO, 1993).

O principal objetivo do planejamento conservacionista é “elevar a produtividade da terra ao seu nível máximo de rendimento, num sistema de exploração eficiente, racional e intensivo sem empobrecê-la ou destruí-la” (RIO GRANDE DO SUL, 1979). O atendimento à capacidade de uso e manejo do solo é indispensável para se alcançar este objetivo.

O termo "capacidade de uso" é utilizado em uma série de sistemas de classificação do solo, dentre os quais, se destaca o sistema apresentado pelo “Soil Conservation Service” do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos - USDA (KLINGEBIEL e MONTGOMERY, 1961), por ter sido o precursor desses sistemas de classificação. O sistema de classificação do solo baseado na capacidade de uso refere-se à intensidade de cultivo que pode ser aplicada ao solo e às práticas de conservação necessárias para que não ocorra a redução da sua capacidade produtiva por efeito da erosão do solo (LEPSCH, 2015 e PRUSKI, 2009).

O sistema de classificação de capacidade de uso e manejo dos solos desenvolvido pelo departamento de agricultura dos Estados Unidos enquadra os solos em classes de capacidade de uso. Os critérios para o enquadramento dos solos em classes de capacidade de uso são baseados nas limitações impostas ao uso relativas às características do solo e do clima.

A classificação da capacidade de uso e manejo do solo não é permanente, uma vez que as modificações do solo de caráter natural ou as variações do manejo e de práticas conservacionistas podem alterar a sua capacidade de uso. Portanto, é necessário que se façam avaliações contínuas (PRUSKI, 2009). Hudson (1971), reforça que devem existir várias classificações de capacidade agrícola da terra, pois em cada país ou região fisiográfica há diferentes fatores a serem levados em consideração.

No Brasil, diversas obras foram elaboradas adaptando-se o sistema de classificação de Klingebiel e Montgomery (1961), dentre as quais se destacam: “Manual brasileiro para levantamentos conservacionistas” (MARQUES, 1958); “Manual brasileiro para levantamento da capacidade de uso da terra” (MARQUES, 1971); “Manual de conservação do solo” (RIO GRANDE DO SUL, 1979); “Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso” (LEPSCH et al., 2015).

O “Manual de conservação do solo” de Rio Grande do Sul (1979) diferencia-se pela sua facilidade de aplicação, pois estabelece critérios, qualitativos ou quantitativos, relativos a cada fator determinante das classes de capacidade de uso.

2.3 Pagamentos por serviços ambientais (PSA)

Os serviços ambientais são fundamentais para a sociedade, por se caracterizar como um bem público. No entanto, como ninguém de fato tem posse sobre estes serviços, há um desinteresse geral em preservá-los. Em contrapartida, o sistema de Pagamento por Serviços Ambientais tenta preencher essa lacuna criando mercados para estes serviços (FAO, 2011a). Teeb (2009) concluiu, com base em diversas experiências, que as metas ambientais podem ser alcançadas de forma mais eficiente por instrumentos de mercado do que por medidas regulamentares. Eficiência, neste caso, significa alcançar o maior valor socioambiental ao menor custo possível.

PSA é uma das novas abordagens de apoio a serviços que proporcionem externalidades ambientais positivas através de transferência de recursos financeiros dos beneficiários dos serviços ambientais específicos para aqueles que os prestam voluntariamente (ZOLIN et al., 2014; WUNDER, 2005).

Nas duas últimas décadas os sistemas de PSA se tornaram um instrumento de política popular atraente para muitos produtores rurais, gestores ambientais e outros profissionais (ENGEL et al., 2008, PAGIOLA et al., 2002 e WUNDER, 2005). Entretanto, embora à primeira vista a lógica de mecanismos de PSA possa parecer simples, na prática, o pagamento aos usuários da terra em troca de um serviço não se configura como uma tarefa simples e direta. Os

serviços ambientais resultam de uma série de interações ecológicas, sendo que, para muitas dessas se tem apenas um moderado conhecimento científico (ZANELLA et al., 2014).

PSA é uma ferramenta que pode ser aplicada ao setor agrícola, proporcionando incentivos positivos, seja através do pagamento em espécie pelo serviço ambiental prestado ou de uma renda adicional adquirida através da adoção de medidas que proporcionem o aumento de produtividade da terra. O pagamento é oferecido para apoiar o uso da terra ou de práticas conservacionistas que sejam capazes de proteger ou restaurar processos degradados dos ecossistemas naturais (FAO, 2011a).

2.4 Programas internacionais de PSA

Há diversos tipos de programas de PSA implementados no mundo que são focados em alguns serviços ambientais específicos. Porém, dentro da escala comercial, emergiram os programas especializados em sequestro de carbono, proteção de bacias hidrográficas, proteção da biodiversidade e da beleza paisagística (WUNDER, 2005).

A Costa Rica foi um dos primeiros países a implementar sistemas de PSA, adotando políticas de incentivo à conservação florestal desde 1979, com apoio financeiro e cooperação internacional. Em 1996, o programa de PSA já contemplava todo o país, pagando pelos serviços ambientais prestados relativos à preservação de flora e fauna e ao sequestro de carbono. A cobrança pelo uso da água também foi implementada no país, tornando-se uma fonte de recursos para financiar os esquemas de PSA (MONTANINI E FINNEY, 2011).

Na França, uma empresa privada engarrafadora de água remunera os produtores rurais próximos à fonte de extração de água que adotarem melhorias das práticas agrícolas, incluindo técnicas de baixo custo como o abandono de agroquímicos e utilização de fertilizantes, e reflorestamento com o objetivo de manter a qualidade da água (PERROT-MAÎTRE, 2006).

O foco dos programas de PSA na China está na conservação de sistemas florestais. O “Sloping Land Conservation Program” é considerado o maior programa de PSA no mundo em termos do número de proprietários de terra

vinculados ao programa, da área de implementação e do montante destinado a pagar pelos serviços ambientais prestados. Este programa utiliza-se de pagamentos públicos para financiar o reflorestamento de áreas agrícolas (BENNETT, 2008; XU et al., 2004; HE e SIKOR, 2015; LIU et al., 2008).

Outro exemplo bem-sucedido é o caso do programa implantado na bacia de Catskill que abastece 90% da demanda da cidade de Nova York. Neste programa se valoriza a adoção de práticas de conservação de solo e água para a preservação de nascentes e mananciais, diminuindo os gastos com a construção de estações tratamento de água. Dessa forma, o preço da água é reduzido para os consumidores finais (POSTEL E THOMPSON, 2005). Além do caso de Nova York, os Estados Unidos possuem mais 36 iniciativas de pagamentos por serviços ambientais, que investem na conservação das bacias hidrográficas, voltados para o fornecimento de água para consumo humano (BENNETT, 2014).

Na Austrália existe um sistema de PSA com objetivo de reduzir a salinidade da água, a partir do reflorestamento em larga escala. O programa envolve uma organização de fazendeiros que utilizam a água para irrigação, os quais pagam uma quantia, como se fosse a compra de créditos, para o reflorestamento das Florestas Estaduais em New South Wales (JOHNSON et al., 2002).

São muitos os programas de PSA no mundo que estão focados em conservação florestal, muitas vezes até subtraindo áreas agrícolas para destiná-las ao reflorestamento. Alguns programas, como é o caso dos exemplos da França e de Nova York, além de valorizarem a preservação de áreas florestais, também investem em ações de conservação de solo e água. Estas ações são interessantes do ponto de vista de que é necessário conservar as áreas de produção, controlando os processos de erosão do solo e mantendo-as produtivas para que se possa atender à demanda crescente de alimentos e de insumos agrícolas.

De modo geral pode-se afirmar que a maior parte dos programas de PSA no mundo está focada nas práticas de reflorestamento e alguns incentivam a adoção de práticas conservacionistas na agricultura (BENNETT, 2008; ENGEL et al., 2008; ESCOBAR, 2013; GRIEG-GRAN et al., 2005; HALL, 2008; KARSENTY et al., 2014; KOSOY et al., 2007; MCDERMOTT et al., 2013; ZOLIN et al., 2014). Nos últimos 15 anos, diversos trabalhos sobre sustentabilidade agrícola têm

abordado os conceitos de planejamento conservacionista e capacidade de uso do solo (AGUNDEZ, 2015; BAJA et al., 2007; CIMON-MORIN et al., 2013; ; FONTES et al., 2009; MENDAS e DELALI, 2012; NGUYEN et al., 2015; O’SULLIVAN et al., 2015; PALACIOS-AGUNDEZ et al. 2015; ROETTER et al., 2005; RESHMIDEVI et al., 2009; RODRIGUES et al., 2003; SCHULTE et al., 2014; TOMER et al., 2013). Porém, estes conceitos ainda são pouco aplicados em programas de PSA.

2.5 Programas brasileiros de PSA

No Brasil existem diversos programas de PSA, dentre os quais se destacam: Projeto Oásis, financiado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, que avalia a preservação de vegetação nativa, conservação de fauna e unidades de preservação e valoriza práticas de controle à erosão, agricultura orgânica e sistema de tratamento de esgoto; Projeto Cultivando, que contempla ações socioambientais relacionadas com a conservação de recursos naturais e da biodiversidade e, com a promoção da qualidade de vida nas comunidades da bacia hidrográfica Paraná 3 (região que conecta os rios e córregos com o reservatório da usina de Itaipu); e Produtor de Água, coordenado pela Agência Nacional de Águas (ANA), voltado, principalmente, para a conservação de bacias hidrográficas com o objetivo de melhorar a qualidade e aumentar a disponibilidade de água nos mananciais por meio de práticas de conservação que propiciem o abatimento da erosão do solo.

O Programa Produtor de Água é o sistema de PSA mais difundido no Brasil que leva em consideração que os contribuintes para a melhora quali-quantitativa da água devem ser ressarcidos por estar prestando um serviço ambiental à sociedade, princípio é denominado “provedor-recebedor” (ANA, 2012). Existem alguns projetos em andamento no país; são eles: Projeto Extrema – MG; Projeto Piracicaba, Capivari, Jundiá (PCJ); ProdutorES de água – ES; Projeto Pípiripau – DF; Projeto Guandu – RJ; Projeto Camboriú – SC; Projeto Guabiroba – MS, Projeto Apucarana – PR e Projeto Guandu - RJ.

O projeto “Conservador das Águas” em Extrema, teve seu início oficial com a promulgação da Lei Municipal nº 2.100, de 21 de dezembro de 2005, se tornando a primeira lei municipal no Brasil a regulamentar o Pagamento por

Serviços Ambientais relacionados com a água. Este foi um projeto precursor do programa Produtor de Água que previa, dentre outras ações, a utilização de recursos municipais no pagamento de incentivos aos produtores rurais que se dispusessem a fazer uma adequação ambiental de suas propriedades.

A remuneração que os proprietários recebem pelos programas Produtores de Água é proporcional ao percentual de abatimento da erosão na sua propriedade, após a adoção de manejo adequado e práticas conservacionistas. Tais práticas buscam a redução da erosão e do assoreamento dos cursos d'água, aumentando a infiltração de água e conseqüentemente promovem o abastecimento dos lençóis freáticos.

O abatimento da erosão é estimado pela equação universal revisada de perda de solo – RUSLE (ZOLIN et al., 2014), sendo que este critério é muito subjetivo, haja vista as dificuldades da alimentação dos dados de entrada da equação e as limitações desta.

Assim como em muitos outros PSA existentes no mundo, o pagamento do Produtor de Água é baseado no custo de oportunidade. Este custo se refere à receita que o produtor rural deixa de receber quando renuncia uma área de exploração agropecuária para fins de preservação de vegetação nativa (ANA, 2012). Entretanto a proposição da utilização do solo conforme a sua capacidade de uso e manejo para fins de PSA apresenta o diferencial por prescindir da abstração de áreas produtivas para fins de conservação, uma vez que a utilização do solo conforme a sua capacidade de uso asseguraria o controle dos processos erosivos e a manutenção da capacidade produtiva (IBIO/FUNARBE, 2014).

Visando aliar o planejamento conservacionista a sistemas de PSA, o Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH-UFV) desenvolveu uma metodologia baseada na utilização do solo conforme a sua capacidade de uso e manejo (IBIO/FUNARBE, 2014). Esta metodologia foi desenvolvida com o objetivo de implementar o programa Produtor de Água na bacia do ribeirão Candidópolis que está localizada na cidade de Itabira, MG. Esta bacia é caracterizada pelo seu relevo fortemente ondulado a montanhoso e pela predominância de pastagens como cobertura vegetal.

Apesar da metodologia ter sido desenvolvida para as condições específicas da bacia do ribeirão Candidópolis, ela pode ser aplicada em outras em outras regiões, fazendo-se as adaptações necessárias

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da metodologia

A metodologia utilizada neste trabalho foi desenvolvida pelo GPRH-UFV em atendimento à demanda do projeto intitulado “Elaboração de diagnósticos socioambientais na bacia do ribeirão Candidópolis, bem como o cálculo de valoração econômica do serviço ambiental a ser pago aos produtores rurais” (IBIO/FUNARBE, 2014). Esta metodologia é caracterizada no presente estudo como metodologia GPRH-UFV para pagamento por serviços ambientais e representada pela sigla metodologia GPRH-UFV/PSA.

A bacia do ribeirão Candidópolis está localizada na cidade de Itabira, região central do Estado de Minas Gerais. Nesta área é característica a ocorrência de relevo fortemente ondulado a montanhoso, sendo este, na maior parte da área, o fator limitante da capacidade de uso e manejo do solo.

Outra particularidade da bacia do Candidópolis é quanto ao tipo de uso e ocupação do solo. A pastagem é o tipo de cobertura do solo de maior ocorrência na região, sendo que, devido ao manejo inadequado do pastoreio, uma parcela expressiva dessas áreas encontra-se degradada. Além disso, a intensidade de exploração econômica das atividades agropecuárias na região é muito baixa, ocasionando o desinteresse do proprietário rural em investir em tecnologias para o controle da erosão hídrica e recuperação ambiental.

Com base neste contexto considera-se que, apesar de a metodologia ter gerado bons resultados para a bacia do Candidópolis, sua aplicação para outras áreas certamente necessitará de adequações, devido ao fato de ter sido desenvolvida considerando-se uma condição de exploração socioeconômica e

ambiental específica. Na sequência é feita a descrição da metodologia GPRH-UFV/PSA.

3.1.1 Determinação da capacidade de uso e manejo do solo

A metodologia consiste na proposição de utilização do solo conforme a sua capacidade de uso e manejo. Essa capacidade é determinada utilizando o sistema de classificação apresentado por Rio Grande do Sul (1979), sendo este uma adaptação da metodologia proposta pela Sociedade Americana de Ciência do Solo, por Klingebiel e Montgomery (1961). Esse sistema de classificação define oito classes e quatro subclasses, no entanto, para este trabalho, será considerado apenas o primeiro nível de classificação. As oito classes de capacidade de uso e manejo consideradas estão apresentadas na Tabela 1.

A capacidade de uso e manejo do solo é avaliada segundo os fatores relativos ao tipo de solo (profundidade efetiva, drenagem interna, fertilidade aparente, risco de inundação) e relevo (declividade). Alguns fatores, como presença de sulcos, voçorocas, grau de erosão laminar e pedregosidade não são utilizados na classificação pela grande dificuldade de obtenção destes dados. O sistema de classificação do Rio Grande do Sul (1979) distingue as classes de declividade e de cada atributo de solo com base em intervalos qualitativos, conforme apresentado na Tabela 2.

Como descrito por Rio Grande do Sul (1979), uma das limitações associada a solos pertencentes à classe V é a inundação frequente e/ou baixa capacidade de drenagem do mesmo. Esse comportamento justifica a quebra de padrão evidenciado na Tabela 2 para o fator declividade, visto que esta limitação tende a ocorrer em zonas de baixo declive.

A partir da determinação das classes de capacidade de uso quanto ao solo e quanto ao relevo gera-se um mapa de capacidade de uso para cada um destes. Para gerar o mapa de capacidade de uso e manejo do solo da propriedade deve-se fazer a sobreposição desses dois mapas escolhendo a classe de maior valor de capacidade de uso, ou seja, a classe mais limitante.

Tabela 1: Classes de capacidade de uso

Classe	Descrição
I	Solos com poucas limitações que restringem o uso.
II	Solos com limitações moderadas que restringem a escolha de plantas ou requerem práticas de conservação moderada.
III	Solos com severas limitações que restringem a escolha de plantas ou requerem práticas especiais de conservação, ou ambos.
IV	Solos com severas limitações que restringem a escolha de plantas ou requerem manejo cauteloso, ou ambos.
V	Solo com pouco ou nenhum risco de erosão, porém com outras limitações não reversíveis que limitam seu uso, sobretudo, para pastagens, grama, floresta e alimentação de animais selvagens e cobertura.
VI	Solos com limitações severas que os tornam inadequados para a agricultura e que limitam o seu aproveitamento sobretudo a pasto, grama, floresta ou alimentação dos animais selvagens e cobertura.
VII	Solos com limitações severas que os tornam inadequados para a agricultura e que limitam a sua utilização sobretudo a pasto, floresta ou a vida selvagem.
VIII	Solos e áreas mistas com limitações que impedem a sua utilização para a produção comercial de plantas e limitando a sua utilização

Tabela 2: Fatores determinantes das classes de capacidade de uso

Limitação		Classes de Capacidade de Uso							
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Profundidade Efetiva (cm)	muito profundo	x	x	x	x	x	x	x	x
	profundo	x	x	x	x	x	x	x	x
	moderada		x	x	x	x	x	x	x
	raso				x	x	x	x	x
	muito raso						x	x	x
Drenagem Interna	excessiva		x	x	x	x	x	x	x
	boa	x	x	x	x	x	x	x	x
	moderada		x	x	x	x	x	x	x
	pobre			x	x	x	x	x	x
	muito pobre					x	x	x	x
Fertilidade Aparente	muito alta	x	x	x	x	x	x	x	x
	alta	x	x	x	x	x	x	x	x
	média		x	x	x	x	x	x	x
	baixa			x	x		x	x	x
	muito baixa						x	x	x
Risco Inundação	ocasional			x		x			x
	frequente					x			x
	muito frequente								x
Declividade	0 – 3%	x	x	x	x	x	x	x	x
	3 – 5%		x	x	x	x	x	x	x
	5 – 12%			x	x	x	x	x	x
	12 – 20%				x		x	x	x
	20 – 40%						x	x	x
	Maior que 40%							x	x

Fonte: adaptada de Rio Grande do Sul, 1979.

3.1.2 Índice de uso e manejo do solo

O índice de uso e manejo do solo (I_{UM}) parte do princípio da comparação entre a classe de capacidade de uso e manejo do solo com a classe associada ao uso e cobertura do solo. Para isso, faz-se o enquadramento do uso do solo de acordo com o sistema de classificação utilizado. Portanto, tendo-se a caracterização do uso e cobertura do solo, associa-se a cada subárea (pixel) uma classe de capacidade de uso e manejo do solo.

A equação 2 corresponde à diferença entre a capacidade de uso e o uso atual do solo. Essa diferença é definida como Número de Classes Excedentes (NCE), que representa o quanto o solo está sendo utilizado em relação à sua capacidade.

$$NCE = CCU - CUA \quad (2)$$

em que,

CCU= classe de capacidade de uso do solo, adimensional; e

CUA= classe associada ao uso atual do solo, adimensional.

Como existem oito classes de capacidade de uso e manejo do solo no sistema de classificação utilizado, a equação permite obter resultados que variam de 7 a -7, sendo que resultados positivos, negativos e nulo indicam, respectivamente, que o solo está sendo utilizado além da sua capacidade de uso, utilizado abaixo da sua capacidade de uso e utilizado de acordo com sua capacidade de uso e manejo.

O índice para caracterização da adequação do uso e manejo à sua capacidade (I_{UM}) é uma média ponderada do NCE em função da porcentagem da área em cada classe de excedência, sendo determinado pela equação (3) (IBIO/FUNARBE, 2014).

$$I_{UM} = \sum \frac{(NCE \cdot PA)}{100} \quad (-1) \quad (3)$$

em que PA é a porcentagem da área em função do número de classes de excedência.

O valor final do índice é considerado mediante a aproximação para a primeira casa decimal. O índice pode receber valor negativo, nulo ou positivo, sendo que resultados negativos, positivos e nulo indicam, respectivamente, que os solos da propriedade estão sendo, em média, utilizados acima da sua capacidade de uso, utilizados abaixo da sua capacidade de uso e utilizados de acordo com sua capacidade de uso e manejo.

O índice é calculado considerando o limite da propriedade e desconsiderando as áreas não agricultáveis, ou que se destinem ao cumprimento de obrigações legais.

A validação do I_{UM} foi realizada durante o desenvolvimento da metodologia GPRH-UFV/PSA e, nesta etapa, estabeleceram-se duas considerações para que o índice não se tornasse muito permissível ambientalmente, são elas:

- todos os valores negativos de NCE, ou seja, correspondentes às áreas de utilização do solo abaixo da sua capacidade de uso e manejo, devem ser convertidos para -1, evitando que o proprietário se beneficie de tais áreas, pois a utilização de valores de $NCE < -1$ possibilitaria a exploração das demais áreas muito além da capacidade de uso e manejo do solo.

- em propriedades com mais de 30% da sua área abaixo da capacidade de uso ($NCE = -1$), considera-se apenas 30% desta para o cálculo do índice. Este procedimento é necessário para evitar que a presença de uma alta porcentagem de áreas utilizadas abaixo da capacidade de uso e manejo do solo permitisse que outras áreas na propriedade fossem exploradas muito acima da capacidade de uso e manejo do solo.

3.1.3 Requisitos necessários para ser considerado um provedor de serviços ambientais

Os requisitos necessários para que um produtor rural seja considerado provedor de serviços ambientais são: (1) estar em conformidade com o Código Florestal (2); não possuir áreas com NCE > 2; e (3) apresentar $I_{UM} \geq 0$.

O atendimento ao Código Florestal, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, é o primeiro requisito descrito na metodologia GPRH-UFV/PSA, pois a propriedade deve estar em conformidade com a legislação brasileira.

Os proprietários rurais não podem ser beneficiados com o PSA por áreas nas quais a preservação é uma obrigação legal, logo, deve-se excluir do cálculo do I_{UM} as áreas de preservação permanente (APPs) e reserva legal (RL) delimitadas em acordo com Código Florestal.

De acordo com o Art. 12 do Código Florestal, “todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal, sem prejuízo da aplicação das normas sobre as Áreas de Preservação Permanente, observados os seguintes percentuais mínimos em relação à área do imóvel:

I – localizado na Amazônia legal:

- a) 80% (oitenta por cento), no imóvel situado em área de florestas;
 - b) 35% (trinta e cinco por cento), no imóvel situado em área de cerrado;
 - c) 20% (vinte por cento), no imóvel situado em área de campos gerais;
- II - localizado nas demais regiões do País: 20% (vinte por cento).”

O segundo requisito refere-se a áreas consideradas com uso excessivamente acima de sua capacidade de uso e manejo. Portanto visa limitar áreas demasiadamente sobreutilizadas, sendo necessário intervir nessas áreas de maneira a reduzir o NCE das mesmas.

O terceiro requisito visa determinar se a propriedade utiliza o solo, em média, em acordo com a capacidade de uso e manejo do solo e, dessa maneira, busca-se controlar os processos de erosão do solo para não causar danos à capacidade produtiva da terra.

3.2 Seleção da área de estudo e base de dados

Para aplicar a metodologia GPRH-UFV/PSA buscou-se uma área agrícola de uso intensivo no Estado do Paraná, visto que, segundo Bertol (2011), aproximadamente 1/3 do território do estado é destinado a atividades agrícolas. Além disso, o Paraná é pioneiro em iniciativas de conservação de solo e água e possui legislação específica voltada para esta questão.

As primeiras iniciativas no estado do Paraná de programas de conservação de solo e água surgiram no começo dos anos 1970 (BERTOL, 2011). Nas décadas de 1980 e 1990, foram implementados os Programas de Manejo Integrado de Solo e Água (PMISA) e de Desenvolvimento Rural do Paraná (Paraná Rural), os quais preconizavam a ampla adoção de terraços (PARCHEN e BRAGAGNOLO, 1991) e de sistemas de manejo conservacionistas do solo (CALEGARI e VIEIRA, 1999).

De acordo com a Lei Estadual Nº 8014/1984, que dispõe sobre a preservação do solo agrícola, a utilização deste “somente será permitida mediante um planejamento, segundo a sua capacidade de uso através do emprego de tecnologia adequada”.

Entretanto, apesar do surgimento de programas de conservação de solo e água desde o começo dos anos 1970 e da existência de legislação específica que trata destas questões, uma forte discussão se destaca no Estado do Paraná em relação ao uso de práticas conservacionistas, em especial, sobre a necessidade de construção de terraços em áreas com plantio direto. Com a difusão do sistema de plantio direto, vários agricultores fizeram a retirada total ou parcial de terraços, por acreditarem que o plantio direto seria eficiente no controle da erosão. Entretanto, após a ocorrência de chuvas intensas e erosivas, essa medida resultou em uma elevada perda de solo e água (CAVIGLIONE et al., 2010). Ou seja, mesmo possuindo instrumentos que abordem questões relacionadas à conservação de solo e água, na prática ainda se evidenciam problemas.

Dentre as regiões agrícolas do Paraná escolheu-se a região hidrográfica da bacia do Alto Iguaçu. Um fator decisivo nesta escolha foi a disponibilidade da base de dados. Além disso, de acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos do estado do Paraná, a bacia do Alto Iguaçu pertence à região de maior susceptibilidade à erosão do Estado (COBRAPE, 2010).

A bacia do Alto Iguaçu, com área de 3.130,22 km², está localizada na região leste do Paraná e é composta pelas bacias hidrográficas dos rios formadores do rio Iguaçu até a confluência com o Rio dos Papagaios, divisa do município de Balsa Nova, na região Metropolitana de Curitiba, e o município da Lapa (Figura 1). A atividade agrícola na área de estudo é expressiva, sendo cerca de 20% da área ocupada por culturas temporárias (SUDERHSA, 2004). Segundo dados da SEAB (2013) relativos à safra de 2013, predomina na região as culturas do milho, soja, feijão e trigo, com 102.975 ha, 95.645 ha, 43.176 ha e 13.930 ha, respectivamente, caracterizando a prevalência de culturas temporárias com o uso intensivo do solo.

A metodologia GPRH-UFV/PSA não foi aplicada à área total da bacia do Alto Iguaçu devido à dificuldade da apresentação e discussão dos resultados, então optou-se por escolher duas sub-bacias com predomínio de áreas agrícolas para aplicar a metodologia e detalhar os resultados, foram elas: bacias dos rios Faxinal e Isabel Alves. Estas bacias são apresentadas na Figura 1.

A bacia do Alto Iguaçu se diferencia na qualidade da base de dados disponibilizada pelo Sistema de Informações Geográficas para Gestão de Recursos Hídricos implantado pela SUDERSA em 2002. Para a aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA utilizou-se o modelo digital de elevação (MDE), mapa de solos e mapa de uso do solo. Todos os dados utilizados neste trabalho foram obtidos em formato shapefile pelo sistema da SUDERSA. O MDE possui resolução de célula de 10 x 10 m, e os mapas de solo e uso do solo correspondente ao ano de 2000 estão na escala de 1:20.000.

O lum foi desenvolvido para ser calculado por propriedade, porém, devido à ausência de informações sobre a divisão fundiária da região, buscou-se fazer uma relação de equivalência com as áreas das propriedades dos municípios localizados na bacia de estudo. Dessa forma, dividiu-se a área de cada bacia estudada em sub-bacias, de modo que a área média das sub-bacias fosse equivalente à área média das propriedades que compõem a bacia em estudo. A área média das bacias do rio Faxinal e Isabel Alves foi calculada por média ponderada, ponderando a área que cada município ocupa na bacia. Para o cálculo da área média da sub-bacia utilizou-se as informações contidas no último Censo Agropecuário do IBGE realizado no ano de 2006.

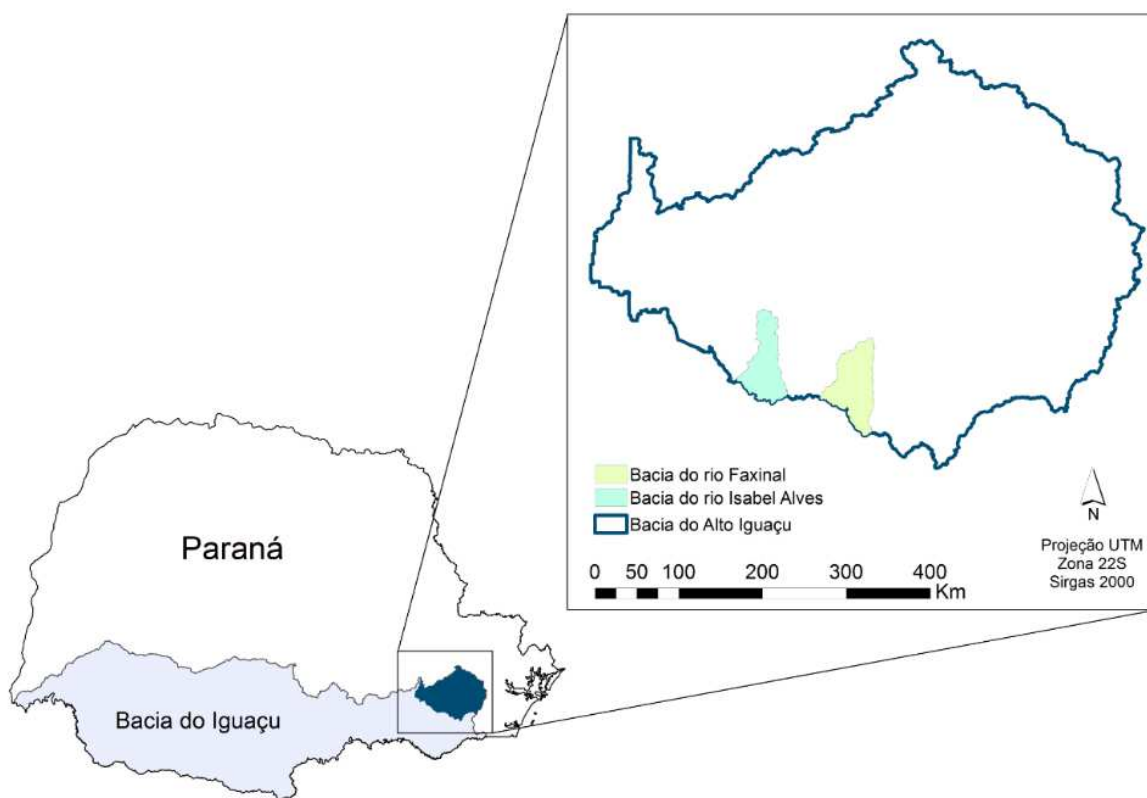


Figura 1: Mapa do Estado do Paraná, destacando-se as localizações da bacia do Iguazu, e das sub-bacias do Alto Iguazu e dos rios Faxinal e Isabel Alves.

Para dividir a área das bacias em sub-bacias foi gerado o raster de fluxo acumulado e dividindo-se o valor de fluxo pelo número de pixels equivalente à área média das propriedades, encontraram-se pontos múltiplos do valor da área média que seriam correspondentes a foz de cada sub-bacia delimitada.

3.2.1 Caracterização da bacia do rio Faxinal

A bacia rio do Faxinal está localizada no município de Araucária e possui área de 70,0 km². O tipo de solo predominante na bacia é o Latossolo Vermelho distrófico que ocupa 85% de sua área. O percentual restante é ocupado por Argissolos Vermelho-Amarelo distróficos. A distribuição espacial dos solos na bacia é apresentada da Figura 2 (a).

O relevo da bacia varia entre plano à montanhoso e o respectivo mapa de declividade da bacia é apresentado na Figura 2 (b).

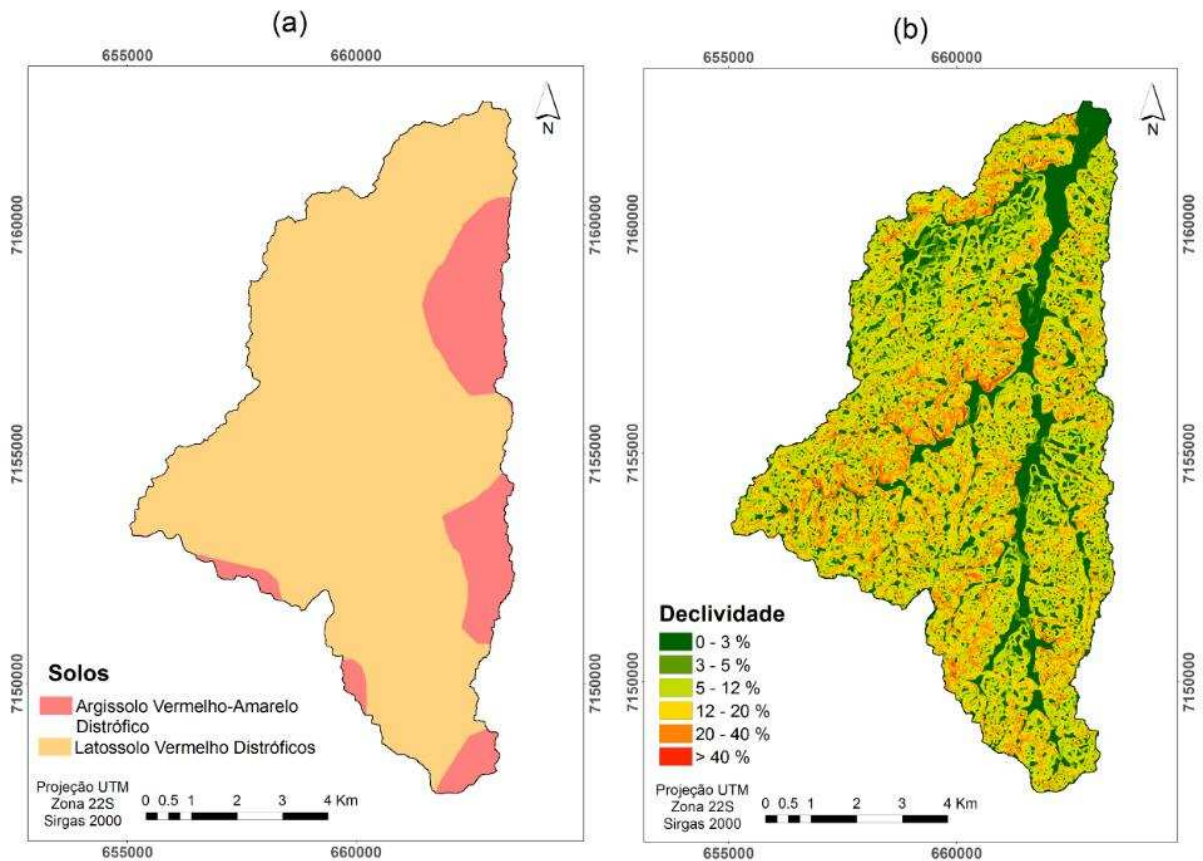


Figura 2: Distribuição espacial: classes de solos (a) e declividades da bacia do rio Faxinal (b).

A atividade agrícola na bacia do rio Faxinal é expressiva: 44,4% da sua área corresponde a áreas de exploração de culturas temporárias, às quais está associado um uso e manejo intensivo do solo. Já as áreas ocupadas por vegetação de campo, vegetação arbórea e arbustiva somam 54,8%; os 0,8% restantes são de áreas alagadas ou impermeabilizadas. Na Figura 3 é apresentado o mapa de uso e ocupação da bacia.

No município de Araucária o tamanho médio das propriedades, de acordo com o Censo Agropecuário (IBGE, 2006), é de 16,8 ha. Assim, para aplicar a metodologia, dividiu-se a área da bacia do rio Faxinal em sub-bacias com tamanhos médios aproximados a este valor.

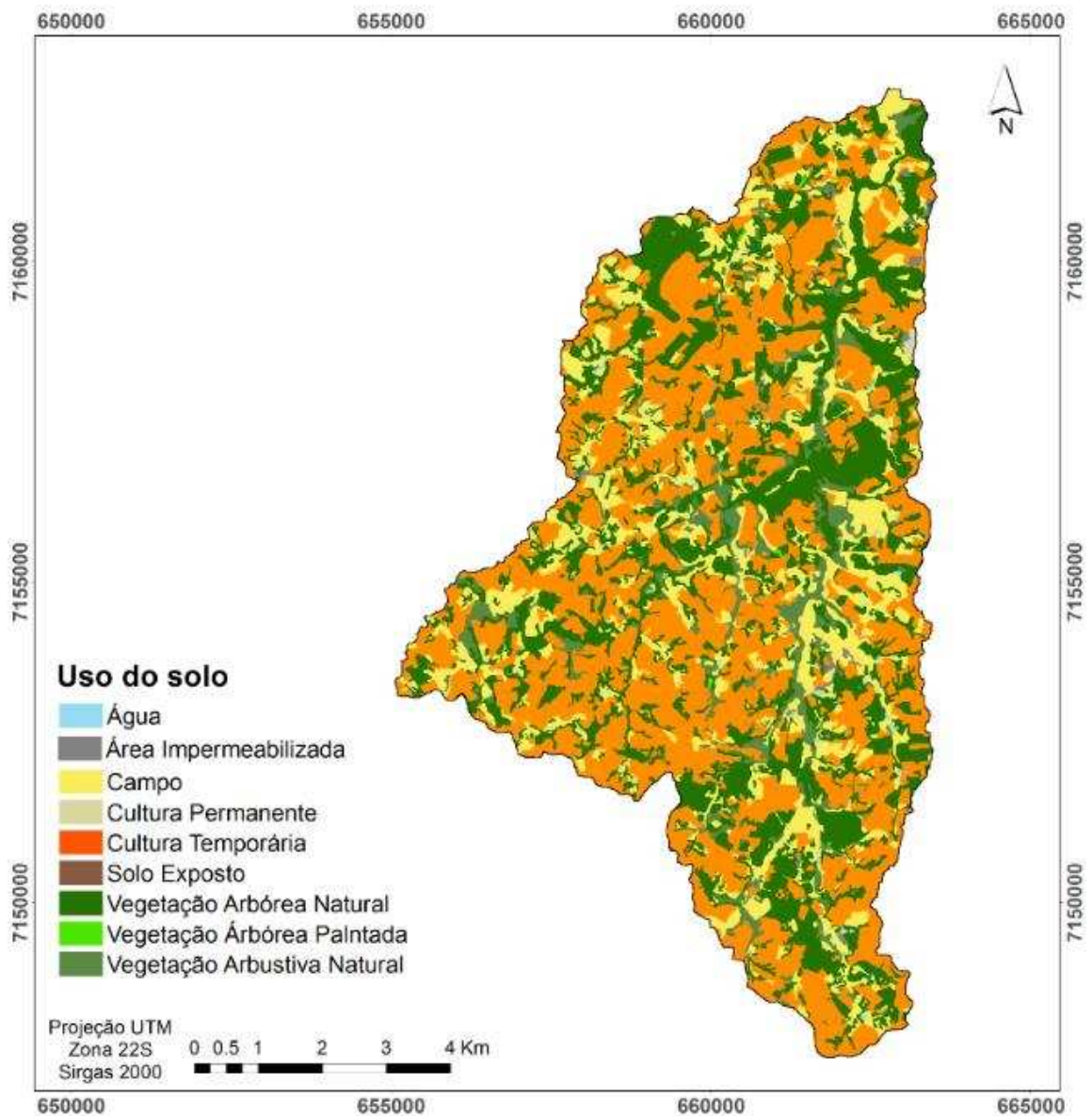


Figura 3: Mapa de uso e ocupação do solo na bacia do rio Faxinal.

3.2.2 Caracterização da bacia do rio Isabel Alves

A bacia do rio Isabel Alves possui 58 km² e está localizada entre os municípios de Araucária e Contenda. Os tipos de solos predominantes na bacia são os Latossolos Vermelhos Distróficos (74,9 %), seguido pelos Argissolos Vermelho-Amarelo Distróficos (12,0 %), Gleissolos Melânicos (11,6 %) e Cambissolos Háplicos Tb Distrófico (1,5 %), como pode ser visto na Figura 4(a).

O relevo da bacia apresenta grande variação apresentando desde áreas planas a montanhosas, predominando o perfil suavemente ondulado a ondulado.

As áreas montanhosas representam menos de 0,5 % da área da bacia (Figura 4(b)).

Quanto às condições de uso e ocupação do solo na bacia do rio Isabel Alves (Figura 5), 94,9 % da bacia correspondem a áreas de vegetação nativa ou agricultura, com destaque para as áreas de culturas temporárias que ocupam 49,8 % da área total da bacia.

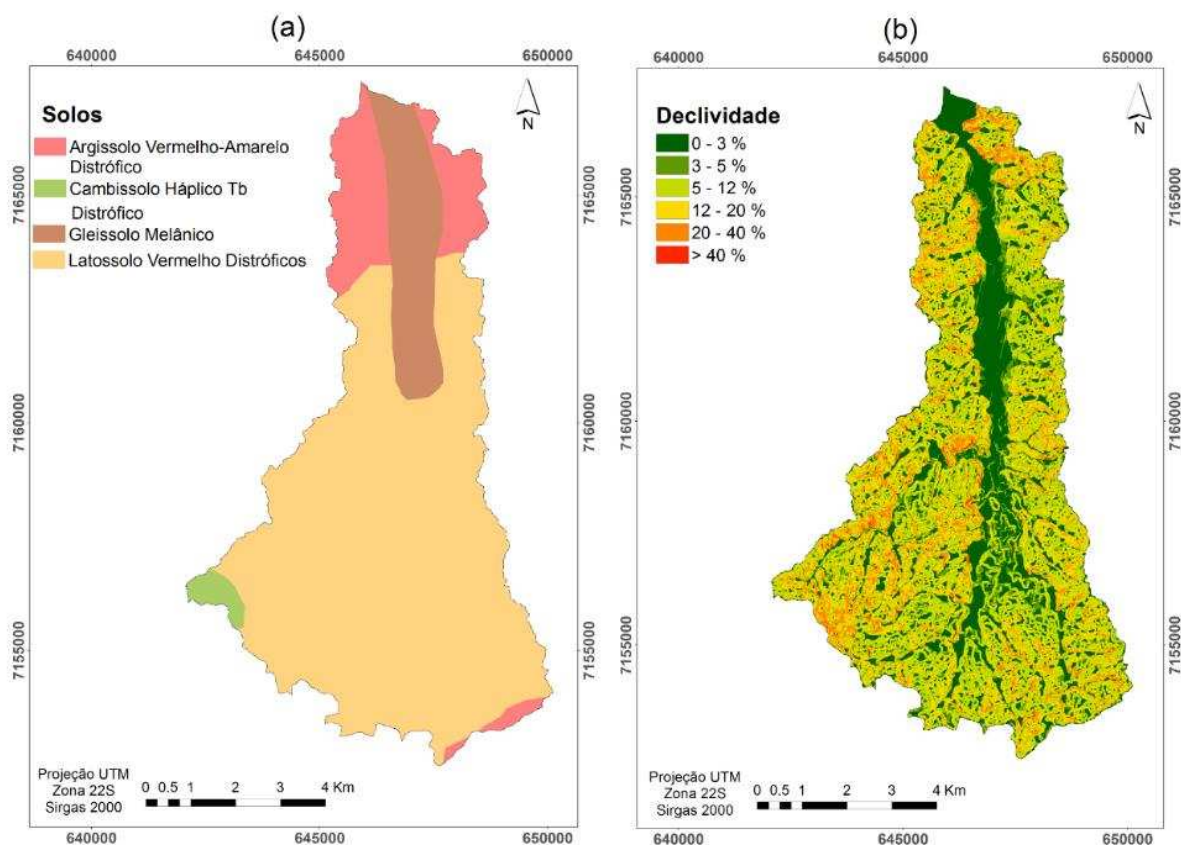


Figura 4: Distribuição espacial: classes de solos (a) e declividade da bacia Isabel Alves (b).

Para a divisão da bacia Isabel Alves em sub-bacias, foi considerado o percentual que cada município ocupa na bacia. O município de Araucária ocupa 12 km², enquanto que o município de Contenda ocupa 46 km² na bacia. A área média das propriedades nesses dois municípios são de, respectivamente, 16,8 ha e 22,2 ha, resultando num tamanho médio de propriedade na bacia de 21 ha. Portanto, dividiu-se a área da bacia Isabel Alves em sub-bacias de tal forma que a área média dessas sub-bacias se aproximasse deste último valor.

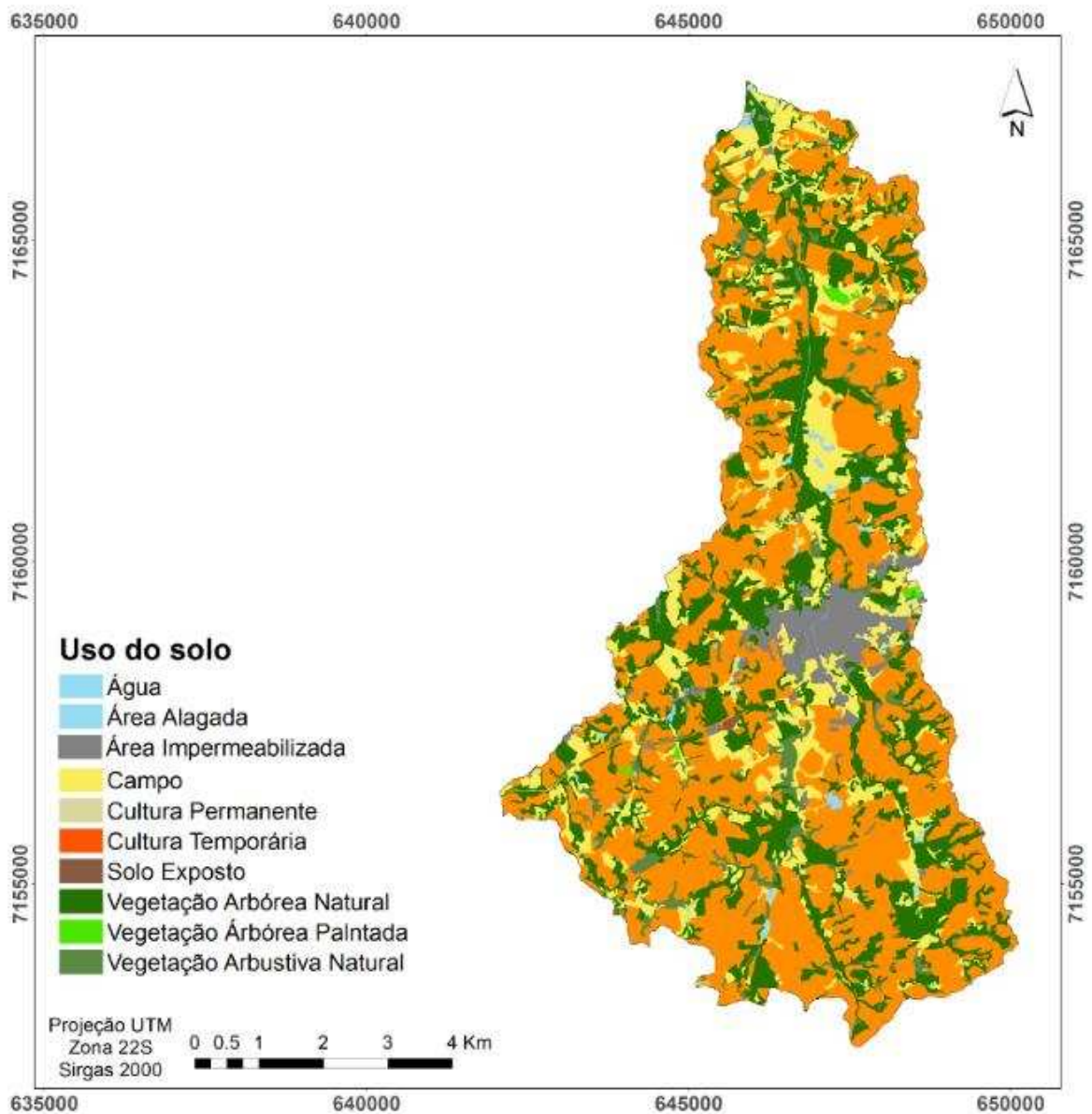


Figura 5: Mapa de uso e ocupação do solo na bacia Izabel Alves.

3.3 Classificação do uso atual

Para aplicar a metodologia associaram-se classes de capacidade de uso e manejo do solo a cada tipo de uso, da seguinte forma: classe I para solo exposto; classe VI para cultura permanente; classe VII para vegetação arbórea plantada; e classe VIII para vegetação arbórea natural, vegetação arbustiva natural e campo.

As áreas com culturas temporárias serão classificadas de acordo com os cenários definidos no item 3.4.

3.4 Cenários analisados

Considerando o fato de que não é possível identificar o tipo de manejo adotado nas áreas de culturas temporárias no mapa de uso do solo, criaram-se dois cenários distintos, apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Descrição dos cenários analisados para culturas temporárias.

Cenário	Descrição
1	Culturas temporárias exploradas de maneira intensiva sem adoção de nenhuma prática conservacionista. Classe associada de capacidade de uso e manejo do solo igual a I.
2	Exploração de culturas temporárias num sistema intensivo com adoção de práticas conservacionistas combinadas com o objetivo de conter os processos erosivos. Classe associada de capacidade de uso e manejo do solo igual a III.

Várias práticas conservacionistas podem ser adotadas para o segundo cenário, como por exemplo, terraceamento, plantio direto, plantio em curva de nível, rotação de culturas, cordão de cultura permanente, dentre outras.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA para as bacias dos rios Faxinal e Isabel Alves são apresentados separadamente nos itens 4.2 e 4.3, respectivamente, entretanto, o enquadramento dos solos às suas capacidades de uso e manejo é apresentado no item 4.1 para as duas bacias em estudo.

4.1 Enquadramento do solo a sua capacidade de uso e manejo

O enquadramento dos solos nas bacias dos rios Faxinal e Isabel Alves quanto à capacidade de uso e manejo dos solos foi realizado conforme a classificação apresentada na Tabela 2. Na Tabela 4 está o resultado do enquadramento de cada solo considerando os fatores profundidade efetiva, drenagem interna, risco de inundação e fertilidade aparente.

Para os solos correspondentes às áreas com exploração de culturas temporárias não se considerou a fertilidade do solo como um fator limitante, visto que nestas áreas a prática de correção da fertilidade pela adubação química ou orgânica já é uma prática adotada e necessária para a obtenção de uma produtividade compatível com o empreendimento econômico.

Considerando a correção da fertilidade nas áreas ocupadas com culturas temporárias, as classes de capacidade de uso e manejo do solo associadas à fertilidade aparente foram alteradas. Nos Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos a fertilidade aparente passaria de III para II, sendo II a nova classe limitante; nos Cambissolos Háplicos Tb Distróficos a fertilidade passaria de III para II, mesmo assim a classe limitante continuaria sendo IV, pois corresponde ao

fator profundidade efetiva, sendo este inalterado; nos Latossolos Vermelhos Distróficos a classe de fertilidade passaria de VI para I, e esta seria a sua nova classe limitante.

Na Tabela 5 é apresentado o enquadramento da capacidade de uso e manejo do solo após a adoção de práticas de correção da fertilidade, que será utilizado para as áreas ocupadas por culturas temporárias.

Tabela 4: Enquadramento do solo à sua capacidade de uso e manejo

Solos	Profundidade efetiva	Drenagem interna	Risco de inundação	Fertilidade aparente	Classe Limitante
Argissolos Vermelho-Amarelo Distróficos	II	II	-	III	III
Cambissolos Háptico Tb Distrófico	IV	III	-	III	IV
Gleissolos Melânicos	IV	V	V	-	V
Latossolos Vermelho Distrófico	I	I	-	VI	VI

Tabela 5: Enquadramento do solo à sua capacidade de uso e manejo após a correção de fertilidade

Solos	Profundidade efetiva	Drenagem interna	Risco de inundação	Fertilidade aparente	Classe Limitante
Argissolos Vermelho-Amarelos Distrófico	II	II	-	II	II
Cambissolos Háptico Tb Distrófico	IV	III	-	II	IV
Gleissolos Melânicos	IV	V	V	-	V
Latossolos Vermelho Distrófico	I	I	-	I	I

A partir dos dados apresentados nas Tabelas 4 e 5 obteve-se a capacidade de uso considerando o solo como fator restritivo, porém, para gerar o mapa de capacidade de uso e manejo nas bacias também é necessário considerar a declividade como fator restritivo.

Na sequência são apresentados os resultados da aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA às bacias em estudo.

4.2 Aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA à bacia do rio Faxinal

4.2.1 Determinação da capacidade de uso e manejo do solo

A capacidade de uso e manejo do solo considerando a declividade como fator restritivo foi gerada conforme os intervalos definidos na Tabela 2 (pg.17). Cruzando as informações de capacidade de uso do solo, quanto ao solo e à declividade, selecionou-se pixel a pixel a classe de maior valor (limitante) para gerar o mapa de capacidade de uso e manejo do solo da bacia do rio Faxinal que é apresentado na Figura 6 e, que foi elaborado excluindo as APPs e as áreas cujos usos não se destinam a fins agrícolas ou florestais. Na Tabela 6 é apresentado o percentual da área agricultável da bacia (área total com exclusão das APPs, corpos d'água e áreas impermeabilizadas) e da área ocupada por culturas temporárias (considerando a exclusão das APPs) que correspondem a cada classe de capacidade.

Na bacia do rio Faxinal encontram-se APPs de rios, nascentes, lagoas e reservatórios, somando 1.667 ha de área de preservação, o que representa 23,8 % da área total da bacia. Comparando o uso do solo na bacia com as APPs delimitadas, observa-se que seria necessário reflorestar 368 ha para recompor as áreas protegidas pela legislação. Estas APPs foram delimitadas desconsiderando a existência de áreas consolidadas pois, conforme previsto no Código Florestal a declaração da existência dessas áreas reduziria as APPs, logo, por motivos de ausência de informações a respeito das áreas consolidadas, optou-se por desconsiderá-las.

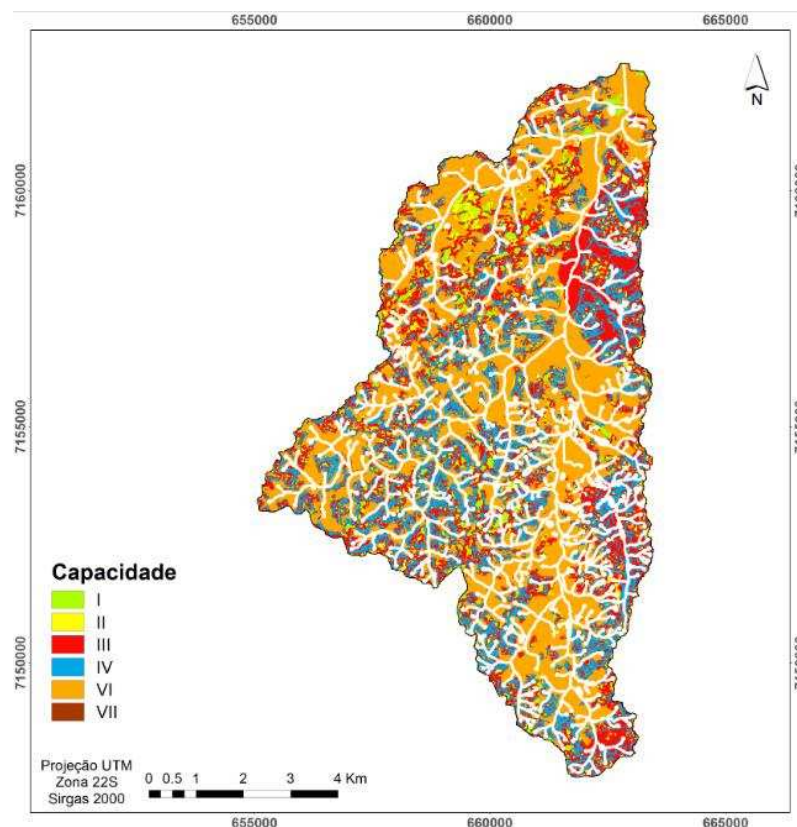


Figura 6. Mapa de capacidade de uso e manejo do solo da bacia do rio Faxinal.

Tabela 6: Percentual das áreas agricultáveis da bacia (% A_b) e das áreas ocupadas por culturas temporárias (% A_{ct}) correspondentes a cada classe de capacidade de uso do solo

Capacidade de uso do solo	% A_b	% A_{ct}
I	5,6	10,7
II	4,9	9,4
III	27,0	42,1
IV	21,5	36,5
VI	40,4	1,2
VII	0,6	0,1

Um dos requisitos da metodologia GPRH-UFV/PSA é estar em acordo com o Código Florestal brasileiro, assim, após a delimitação das APPs deve-se verificar se estas áreas somadas com as outras áreas de vegetação nativa

ocupam 20% da propriedade, como é requerido para a composição de RL em regiões for a da Amazônia Legal. No entanto, esta etapa não foi realizada, uma vez que a RL possui aspectos legais fortemente relacionados a posse de terras rurais. Considerando também que a aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA não está condicionada a esta questão, desconsiderou-se o atendimento às áreas de RL para a análise da aplicação desta metodologia às sub-bacias.

A bacia do rio Faxinal possui 54,8% da sua área ocupada por vegetação nativa, logo, como este tipo de cobertura pode compor as áreas de preservação, a bacia do rio Faxinal, numa análise global, estaria atendendo ao percentual mínimo requerido pelo Código Florestal Brasileiro para a destinação de áreas de RL.

Com base nos dados apresentados observa-se que, 5,6% da bacia apresenta classe de capacidade de uso e manejo igual a I, ou seja, apenas em uma pequena porcentagem de área da bacia seria possível explorar o solo com uso agropecuário intensivo de forma sustentável. Estas áreas não apresentam nenhum tipo de limitação, sendo planas, com solos profundos, bem drenados e com fertilidade corrigida.

Um maior percentual de áreas da bacia do rio Faxinal encontra-se com classes de capacidade de uso e manejo do solo igual a III, IV ou VI. Nas áreas de classe de capacidade III ainda seria possível manter o uso de culturas temporárias aliado a uma boa condição de conservação de solo e água, caso sejam adotadas práticas conservacionistas combinadas, a fim de propiciar condição favorável à infiltração de água no solo e manter a perda do solo dentro do limite tolerável. As áreas com classe IV na bacia do rio Faxinal são limitadas pela declividade ou pela profundidade efetiva quando situadas em Cambissolos, já as áreas com classe VI são limitadas pela declividade e, portanto, seriam mais apropriadas às culturas permanentes.

Analisando separadamente a capacidade de uso do solo para as áreas ocupadas com culturas temporárias, observa-se que apenas 10,7% dessas áreas encontram-se em solos de uso I, onde não há restrições ao uso e, portanto, seria possível manter o uso intensivo do solo com a mínima adequação de manejo ou de práticas conservacionistas sem problemas de conservação do solo e água. Nos 51,5% das áreas com culturas temporárias que possuem capacidade II ou III é recomendável que se faça o uso de práticas conservacionistas e adequação do

manejo para se ter controle sobre os processos erosivos. Os 36,5% de área onde a classe de capacidade é igual a IV requerem atenção especial, pois, mesmo que se utilize práticas conservacionistas, é possível que estas não sejam suficientes para controlar a erosão, logo é recomendável que se faça uma avaliação em campo para verificar se o tipo de uso não está sendo inadequado do ponto de vista da conservação de solo e água.

4.2.2 Determinação do índice de uso e manejo e análise para a sua adequação

4.2.2.1 Cenário 1

O primeiro cenário considera que todas as áreas ocupadas com culturas temporárias estão associadas à classe de capacidade de uso e manejo I, ou seja, não se faz o uso de práticas conservacionistas. Dessa maneira calculou-se o NCE da bacia do rio Faxinal e o I_{UM} de cada sub-bacia para esta condição. Os resultados do NCE e do I_{UM} são representados na Figura 7. A Tabela 7 apresenta a porcentagem de área relativa ao número de classes excedentes da bacia do rio Faxinal e das áreas ocupadas por culturas temporárias.

Neste cenário, no qual não se adota nenhuma prática conservacionista, 46,4% da área agricultável da bacia apresentaram $NCE > 0$, sendo que 19,6% estão com uso excessivamente acima da sua capacidade de uso e manejo ($NCE > 2$). Na análise específica das áreas ocupadas com culturas temporárias, esses números aumentam, passando para 89,4% as áreas com $NCE > 0$ e para 37,9% as áreas com $NCE > 2$.

Não possuir áreas com $NCE > 2$ é um dos requisitos para que o produtor rural possa ser considerado um provedor de serviços ambientais. Mesmo que algumas sub-bacias não atendam a este requisito, o cálculo do I_{UM} foi feito para todas as sub-bacias para que se pudesse ter uma noção geral de como o índice se comportaria para o cenário 1 em relação ao cenário 2, que é apresentado na sequência.

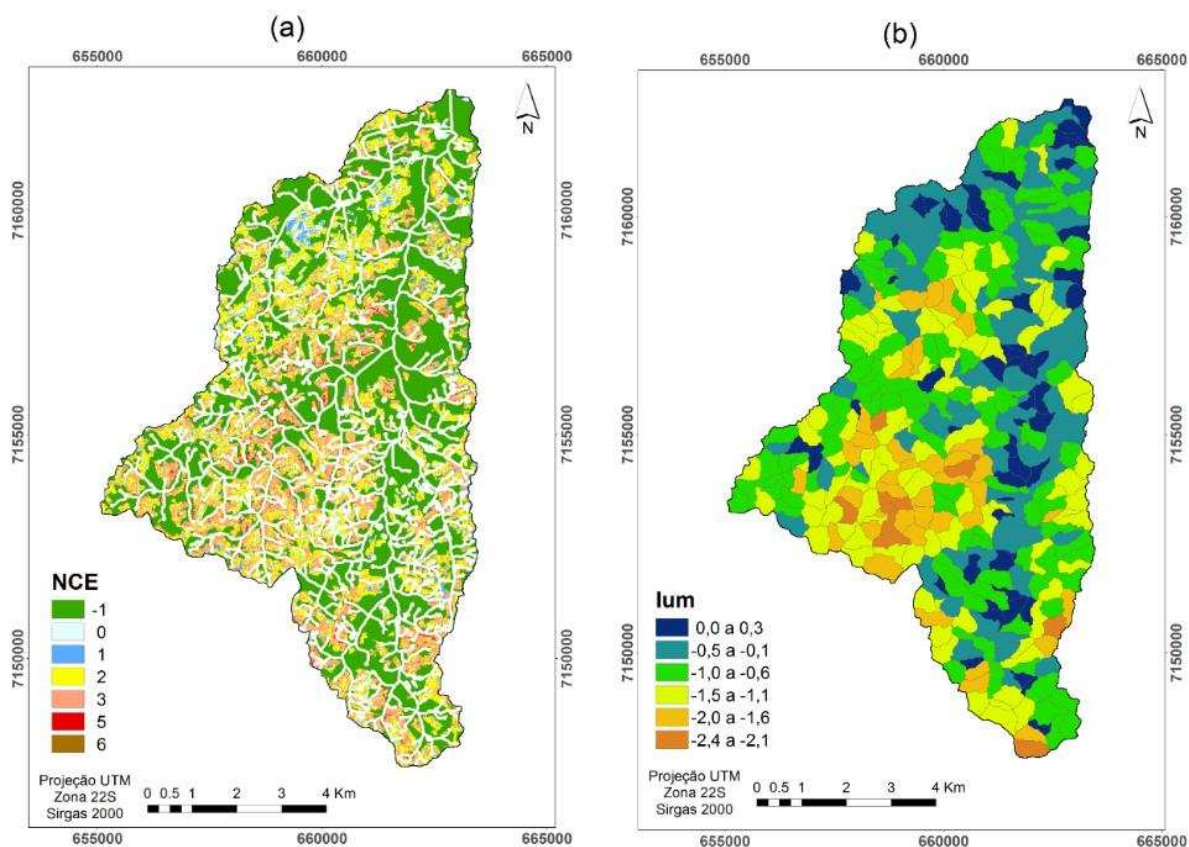


Figura 7: Espacialização dos valores NCE para o cenário 1 (a); e mapa com os valores de I_{UM} das sub-bacias, obtidos para o cenário 1 (b).

Tabela 7: Porcentagem de área agricultável da bacia (% A_b) e de área ocupada com culturas temporárias (% A_{ct}) correspondente ao número de classes excedentes para o cenário 1

NCE	(% A_b)	(% A_{ct})
-1	48,0	-
0	5,6	10,7
1	4,9	9,4
2	21,9	42,0
3	18,9	36,6
5	0,6	1,2
6	0,1	0,1

Os resultados do I_{UM} para o cenário 1 mostram que apenas 54 das 410 sub-bacias apresentaram valores maiores ou iguais a zero, o que equivale a um percentual de 13,2% do número de sub-bacias da bacia do rio Faxinal. Assim, os

86,8% das sub-bacias restantes que apresentaram valores de $I_{UM} < 0$ utilizam o solo, em média, acima da sua capacidade de uso e manejo, logo, para que o uso do solo nestas sub-bacias seja adequado à sua capacidade de uso e manejo recomenda-se a adoção de práticas de conservação de solo e água nas áreas exploradas por culturas temporárias.

4.2.2.2 Cenário 2

No cenário 2 foi considerado que as áreas ocupadas com culturas temporárias estão associadas à classe de capacidade de uso e manejo III, o que é possível com a adequação do manejo e a adoção de práticas conservacionistas integradas. A partir desta premissa, calcularam-se o NCE e o I_{UM} das sub-bacias. Os resultados do NCE e I_{UM} estão apresentados na Figura 8. Na Tabela 8 são apresentados os percentuais de área agricultável da bacia e das áreas ocupadas com culturas temporárias, relativos a cada classe de excedência.

Para o segundo cenário, 58,5% da área da bacia está sendo utilizada abaixo da sua capacidade de uso; 21,9% são utilizados conforme a capacidade de uso e manejo do solo e 19,7% da sua área está sendo utilizada acima da capacidade. As áreas com $NCE > 2$ correspondem a 49 ha representando menos de 1% da área da bacia e são ocupadas por culturas temporárias que, distribuídas ao longo da bacia, são pouco representativas.

O percentual das áreas com culturas temporárias que apresentam $NCE = 1$ é igual a 36,6% e corresponde às áreas cuja classe de capacidade de uso e manejo do solo é limitada pela declividade e correspondentes a classe IV.

Em relação ao I_{UM} , 325 das 410 sub-bacias analisadas apresentaram valores entre 0,0 a 0,3 o que representa 79,3% das sub-bacias com exploração em média dentro da sua capacidade de uso e manejo. Este resultado reafirma que o cenário 2 é mais favorável que o cenário 1 à conservação de solo e água, o que já era esperado, pois a adequação do manejo e a adoção das práticas conservacionistas facilitam o processo de infiltração de água no solo atenuando os impactos causados pela erosão hídrica. Entretanto, mesmo com expressiva melhora, 20,7% das sub-bacias apresentaram valores negativos para o I_{UM} , assim, não estariam aptas a receberem o PSA.

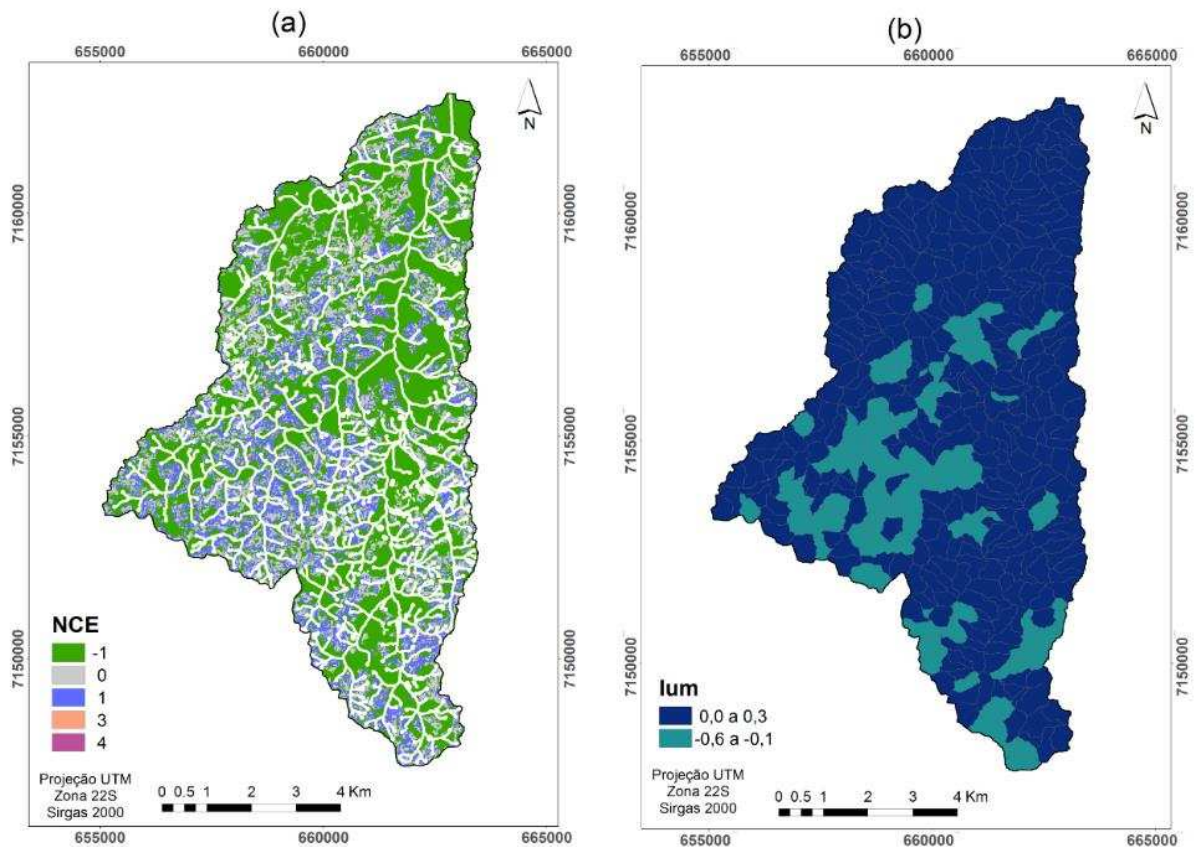


Figura 8: Espacialização dos valores de NCE para o cenário 2 (a); e mapa com os valores de l_{UM} das sub-bacias obtidos para o cenário 2 (b).

Tabela 8: Porcentagem de área agricultável da bacia (% A_b) e de área ocupada com culturas temporárias (% A_{ct}) correspondente ao número de classes excedentes para o cenário 2

NCE	(% A_b)	(% A_{ct})
-1	58,5	20,1
0	21,9	42,0
1	18,9	36,6
3	0,6	1,2
4	0,1	0,1

Das 85 sub-bacias inadequadas ao PSA, sete estão situadas em áreas com predomínio de Argissolos e 78 estão em áreas com predominância de Latossolos. Nas sub-bacias com predomínio de Latossolos o fator restritivo preponderante para a classificação do solo é a sua declividade.

Considerando que:

a) o processo erosivo está diretamente relacionado ao transporte das partículas de solo, sendo este determinado pelo escoamento superficial;

b) o aumento da capacidade de infiltração da água no solo induz à redução do escoamento superficial;

c) os Latossolos, com exceção dos que apresentam textura mais argilosa, são solos profundos, bem estruturados, geralmente com textura granular, e devido a estas características físicas, são solos com elevada capacidade de infiltração e com valores muito superiores ao de solos típicos de países de clima temperado, como aqueles para os quais foi desenvolvido o sistema de classificação do USDA quanto à capacidade de uso e manejo do solo utilizado; e

d) a experiência advinda da utilização de Latossolos para o cultivo de culturas temporárias, em áreas com declividades compreendidas entre 12 a 20%, quando associada a práticas mais intensivas de conservação de solo e água permitem a manutenção das perdas de solo dentro dos limites toleráveis.

Com base nestas considerações propõe-se, a este tipo de solo e para esta faixa de declividade, a classe de capacidade de uso III, ao contrário do que é proposto por Rio Grande do Sul (1979) no sistema de classificação da capacidade de uso do solo (pg. 17). Com isto seria aceito o uso intensivo do solo, desde que sejam utilizadas práticas intensivas de conservação dos mesmos, incluindo-se o uso de práticas mecânicas.

Para ajustar o cenário 2 a esta nova condição, calculou-se o NCE e o I_{UM} , considerando que as áreas ocupadas por culturas temporárias em Latossolos com declividade entre 12 a 20% seriam associadas à classe de capacidade de uso e manejo igual a III; as demais áreas permaneceriam com a mesma classificação. Os resultados de NCE e I_{UM} desse cenário 2 ajustado são apresentados na Figura 9 e os percentuais de área do NCE para esta nova condição são detalhados na Tabela 9.

Nesta nova condição, 3,2% da área da bacia está sendo utilizada acima da sua capacidade de uso. Analisando separadamente as áreas ocupadas com culturas temporárias, 6,1% destas apresentaram o uso e manejo acima da sua capacidade. Estes valores são baixos e indicam que, para esta última condição,

várias áreas que estavam acima da sua capacidade de uso no cenário 2 foram agora adequadas.

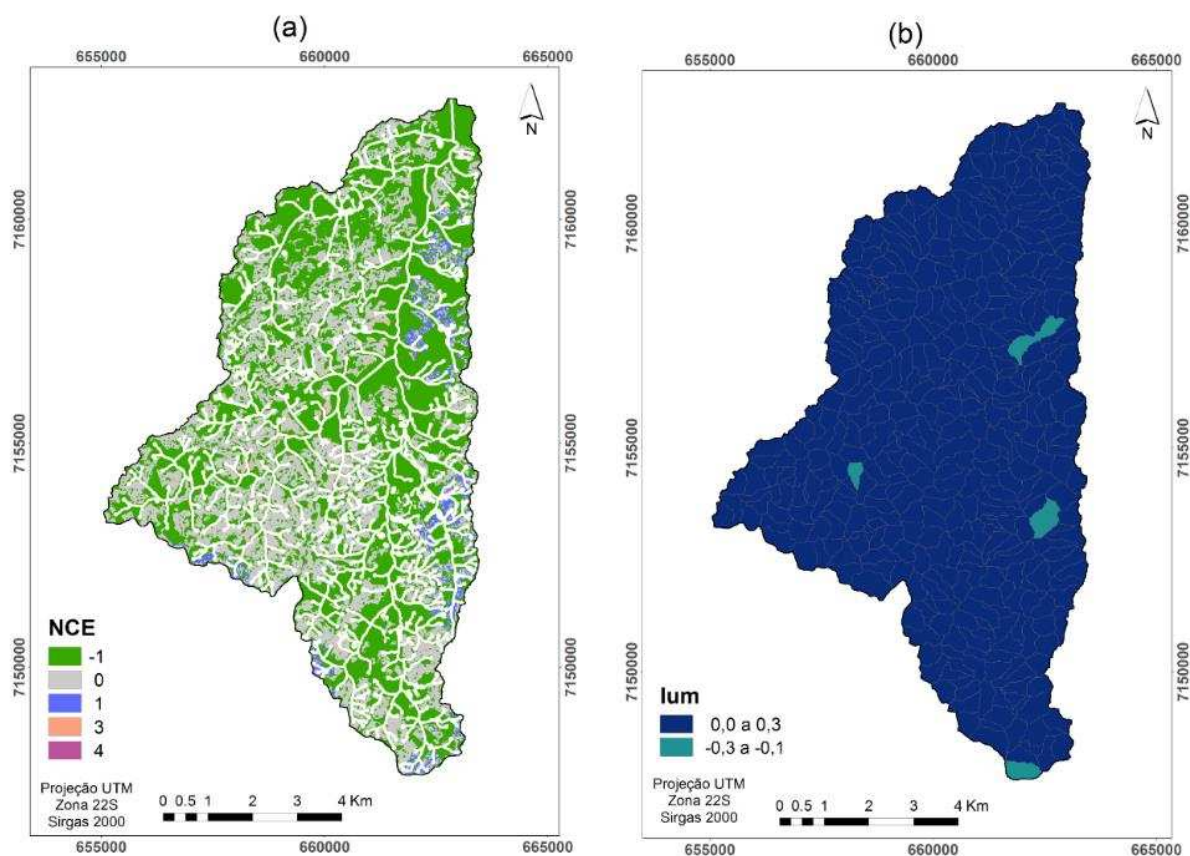


Figura 9: Espacialização dos valores de NCE para o cenário 2 ajustado (a); e mapa com os valores de I_{UM} das sub-bacias obtidos para o cenário 2 ajustado (b).

Tabela 9: Porcentagem de área agricultável da bacia (% A_b) e de área ocupada com culturas temporárias (% A_{ct}) correspondente ao número de classes excedentes para o cenário 2 ajustado

NCE	(% A_b)	(% A_{ct})
-1	58,5	20,1
0	38,3	73,8
1	2,5	4,8
3	0,6	1,2
4	0,1	0,1

Como resultado do cenário 2 ajustado, apenas sete das 410 sub-bacias analisadas apresentam valores de I_{UM} menor que zero e, assim, não seriam aptas a receberem o PSA. Destas sete sub-bacias, seis estão localizadas integralmente sobre Argissolos. Logo não estariam sendo afetadas pela nova proposição para revisão do sistema de classificação do solo quanto a sua capacidade de uso proposto por Rio Grande do Sul (1979). Dessa forma, para que essas sub-bacias se adequassem e pudessem receber o PSA, seria recomendado fazer a mudança de uso do solo em algumas áreas, já que apenas intervir no manejo não seria suficiente para tornar o valor de I_{UM} maior ou igual a zero.

No cenário 2 ajustado 98,3% das sub-bacias apresentaram $I_{UM} \geq 0$, sendo consideradas provedoras de serviços ambientais e, portanto, aptas a receberem o PSA.

4.2.3 Aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA em uma sub-bacia utilizada como exemplo

A metodologia GPRH-UFV/PSA foi aplicada em toda a bacia do rio Faxinal, com o intuito de avaliar se as áreas com uso intensivo do solo poderiam se adequar à sua capacidade de uso e manejo e quais medidas seriam necessárias para isto. Para a efetiva implementação de um programa de PSA em uma propriedade rural, deve-se ir a campo para fazer a adequação do pré-projeto desenvolvido em escritório às condições não contempladas na base de dados.

Na sequência é apresentado um estudo de caso da aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA em uma sub-bacia do rio Faxinal, utilizada como exemplo, sendo detalhado todo o procedimento de adequação das áreas exploradas com culturas temporárias.

A sub-bacia em questão possui uma área de 19,2 ha, dos quais 58,3% são ocupados por culturas temporárias, 22,9% por vegetação arbórea e 18,8% são classificados como APPs. Entretanto, há presença de culturas temporárias em uma parte da área delimitada como APP, sendo necessário, para fins de atendimento ao Código Florestal, fazer a mudança de uso nestas áreas para vegetação nativa. Na Figura 10 são apresentados a localização da sub-bacia e seu mapa de uso do solo.

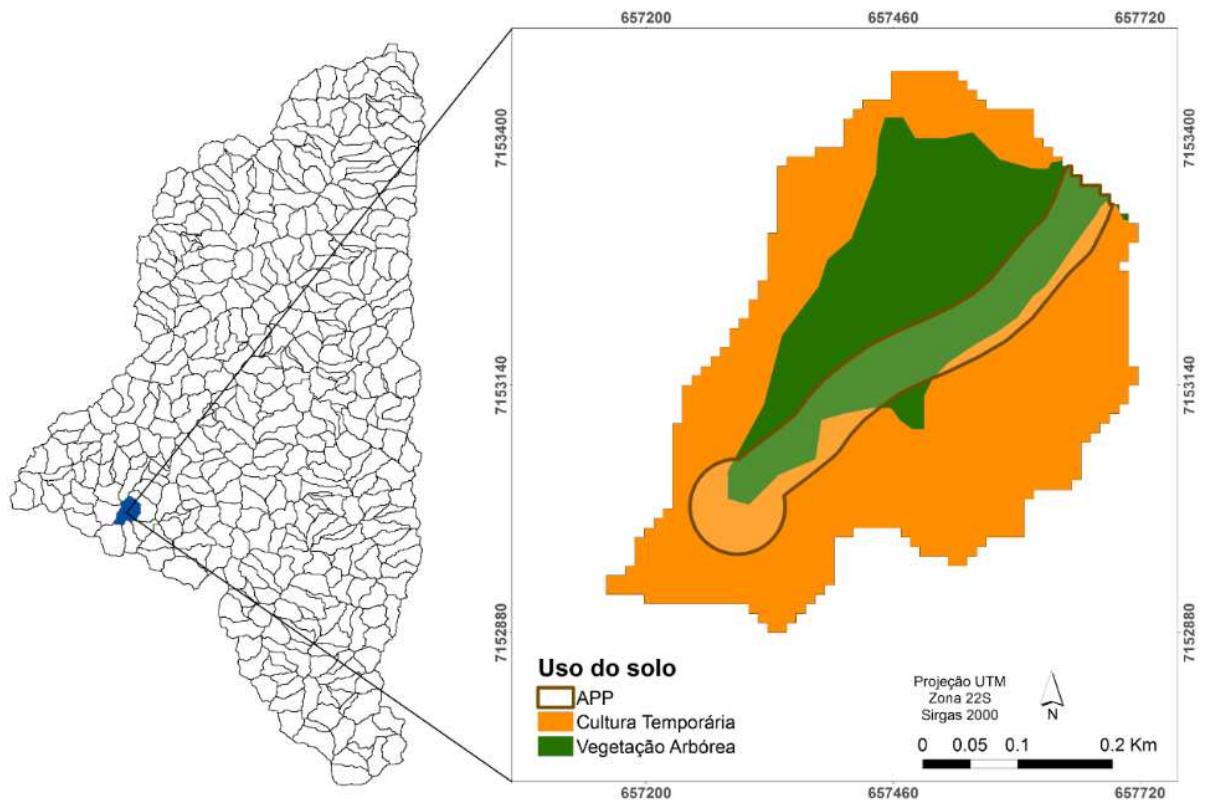


Figura 10: Localização e mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia utilizada como exemplo.

A sub-bacia encontra-se integralmente em área com presença de Latossolos Vermelhos Distróficos; sendo assim, não há necessidade de apresentação do seu mapa de solos. Já o mapa de declividade, com valores entre 0 a 40%, é apresentado na Figura 11, sendo que a maior parte do relevo situa-se na faixa entre 0 a 20%.

A definição da capacidade de uso e manejo do solo foi baseada segundo os critérios relacionados ao tipo de solo (drenagem interna do perfil, profundidade efetiva, fertilidade aparente e risco de inundação) e relevo (declividade), detalhados na metodologia.

Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas as classificações da capacidade de uso e manejo dos Latossolos, sendo que na Tabela 4 encontra-se a classificação para a condição natural do solo e, na Tabela 5, a classificação é feita considerando-se a correção de fertilidade nas áreas de culturas temporárias. Como resultado, tem-se que, para a área da sub-bacia ocupada com culturas

temporárias, a classe de capacidade de uso do solo é I, pois considera-se para esta área a correção de fertilidade e, para as demais áreas, a classe de capacidade de uso do solo é VI. O mapa de capacidade de uso e manejo, considerando o solo como fator restritivo, é apresentado na Figura 12. Este mapa, assim como os subsequentes, foi elaborado considerando a exclusão das APPs.

A classificação da capacidade de uso e manejo do solo, considerando-se o relevo como fator restritivo, foi feita de acordo com os intervalos definidos por Rio Grande do Sul (1979), que foram apresentados na Tabela 2 (pg. 17). O mapa de capacidade de uso e manejo do solo, considerando-se o relevo como fator restritivo, é apresentado na Figura 13.

O mapa de capacidade de uso e manejo da sub-bacia é apresentado na Figura 14. Este mapa foi obtido pela sobreposição dos mapas de capacidade de uso e manejo considerando o solo (Figura 12) e o relevo (Figura 13) como fatores restritivos.

Analisando a capacidade de uso e manejo do solo da sub-bacia, 7,1% correspondem à classe I; 4,3% à classe II; 25,1% à classe III; 34,2% à classe IV; 28,9% à classe VI e 0,4% à classe III. Nas áreas ocupadas com culturas temporárias predominam as classes de capacidade de uso do solo, III e IV.

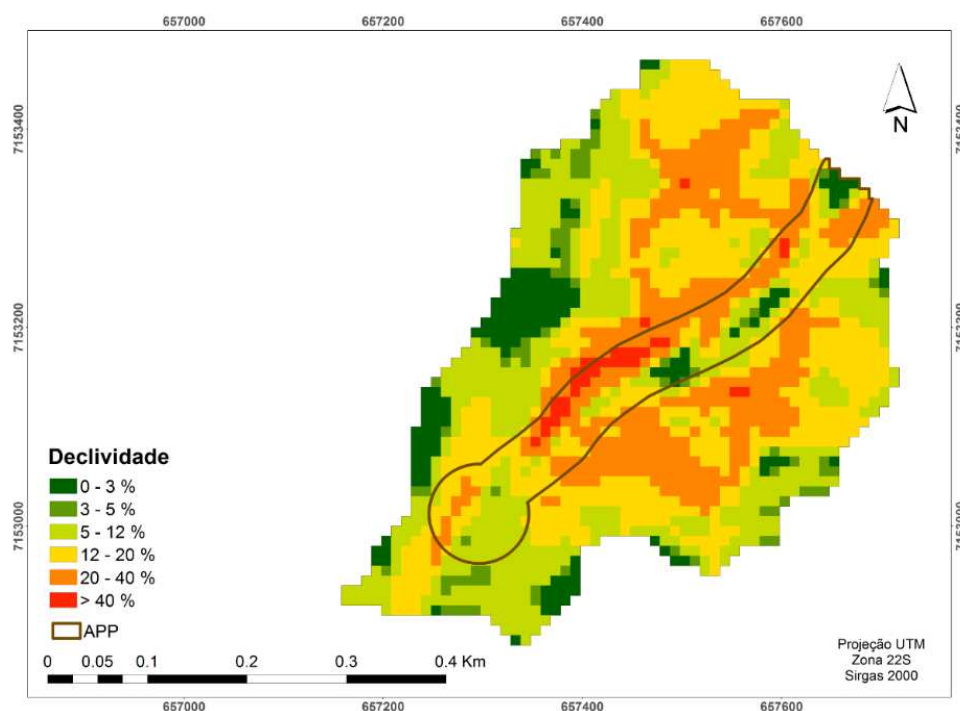


Figura 11: Mapa de declividade da sub-bacia utilizada como exemplo.

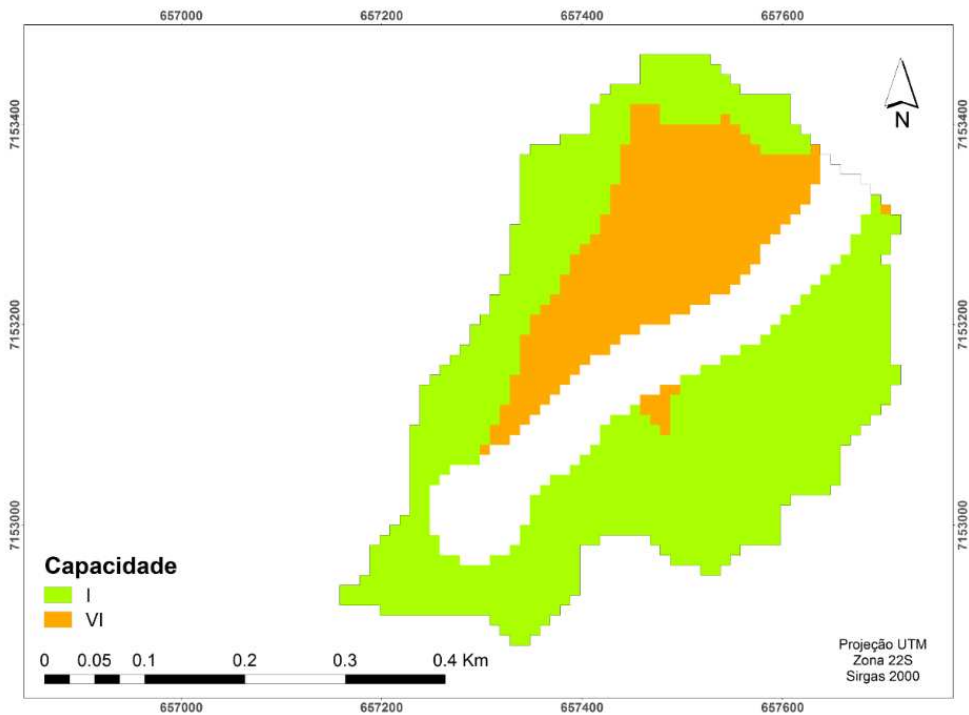


Figura 12: Mapa de capacidade de uso e manejo da sub-bacia utilizada como exemplo, considerando o solo como fator restritivo.

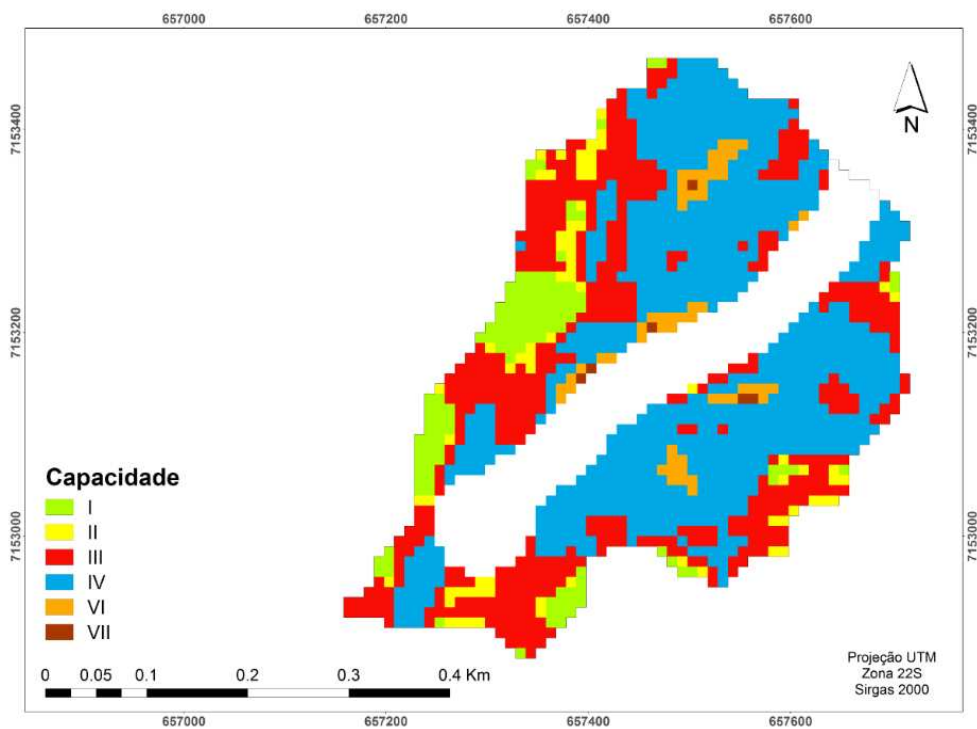


Figura 13: Mapa de capacidade de uso e manejo da sub-bacia utilizada como exemplo, considerando o relevo como fator restritivo.

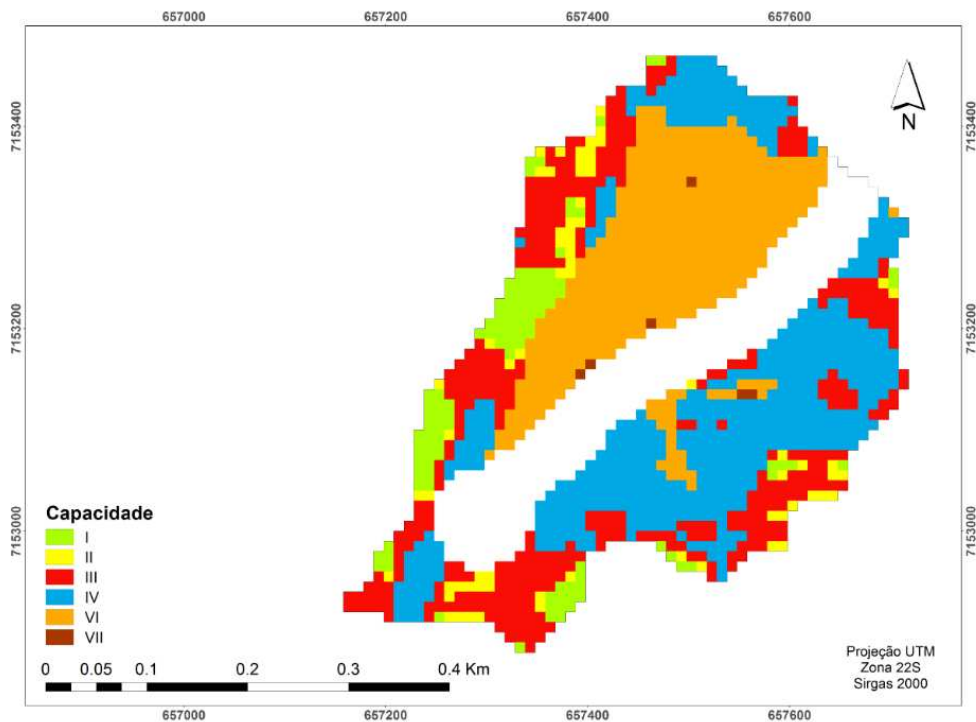


Figura 14: Mapa de capacidade de uso e manejo da sub-bacia utilizada como exemplo.

Na Figura 15 é apresentado o mapa de NCE e o I_{UM} obtido para o cenário 1, em que as áreas com culturas temporárias são exploradas sem a adoção de práticas conservacionistas. A estas áreas foi associada a classe de capacidade de uso e manejo I.

Para o cenário 1, 64,9% da área da sub-bacia são explorados acima da sua capacidade de uso, sendo que 35,5% da área apresenta uso excessivamente acima da capacidade de uso e, portanto, violaria a condição de não possuir áreas com $NCE > 2$ para que fosse considerada uma provedora de serviços ambientais.

O resultado do I_{UM} reforça a não adequação do uso atual à capacidade de uso e manejo do solo, indicando também que a sub-bacia não seria apta a receber o PSA, na condição em que as lavouras temporárias são exploradas sem a adoção de práticas de conservação de solo. Assim sendo, como o solo é explorado muito além da sua capacidade de uso e manejo, não se teria controle sobre os processos erosivos na área, a fim de assegurar que a perda de solo fosse mantida abaixo do limite tolerável.

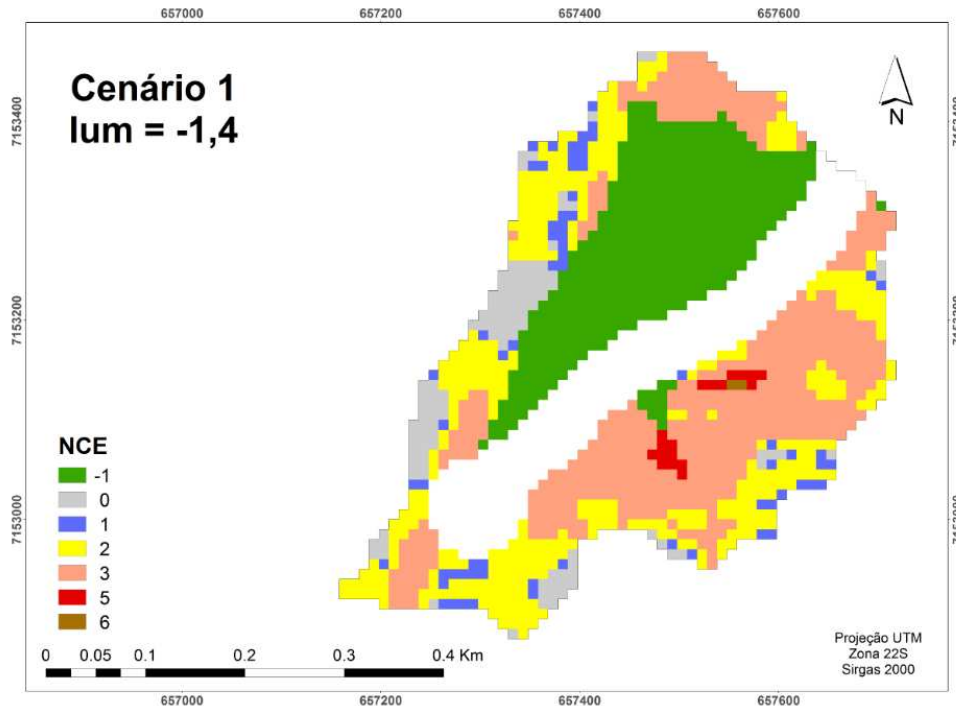


Figura 15: Espacialização dos valores de NCE da sub-bacia utilizada como exemplo e resultado do I_{UM} para o cenário 1.

Na Figura 16 é apresentado o mapa de NCE e o I_{UM} obtido para o cenário 2, em que são adotadas práticas conservacionistas combinadas, nas áreas com exploração de culturas temporárias.

Em relação ao cenário 1, houve um aumento de 29,4% da área da sub-bacia que foi adequada à capacidade de uso e manejo do solo ao adotarem-se práticas conservacionistas combinadas em áreas com culturas temporárias. Ainda assim, para este cenário, 35,5% da área da sub-bacia continua sendo utilizada acima da capacidade de uso do solo. As áreas com NCE > 2 foram reduzidas, em relação ao cenário 1, de 35,5% para 1,3%. Mesmo assim, o requisito de não apresentar áreas excessivamente além da sua capacidade de uso não seria atendido.

O valor de I_{UM} obtido para o cenário 2 foi de -0,1, indicando que o uso do solo na sub-bacia ainda está, em média, acima da sua capacidade de uso e manejo e, portanto, a sub-bacia não estaria apta a receber o PSA.

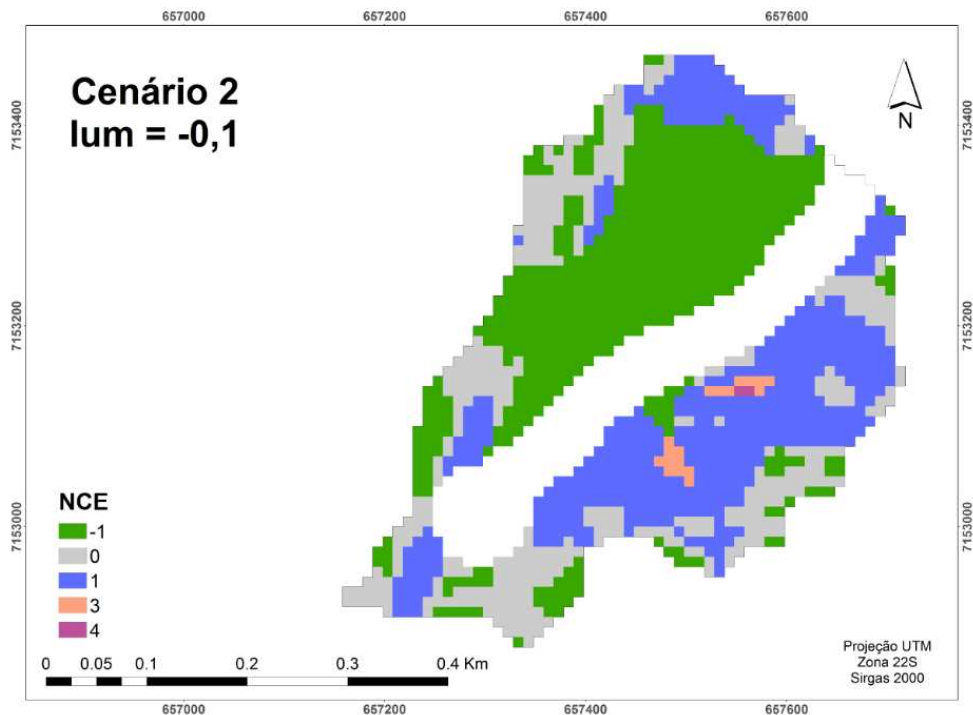


Figura 16: Espacialização dos valores de NCE da sub-bacia utilizada como exemplo e resultado do I_{UM} para o cenário 2.

As áreas com culturas temporárias em Latossolos e com relevo na faixa de declividade entre 12 e 20% correspondem a 34,2% da sub-bacia e possuem classe de capacidade de uso IV, devido à limitação imposta pela declividade do terreno. Considerando o cenário 1, estas áreas estariam sendo exploradas com 3 classes de excedência. No caso do cenário 2, seriam exploradas com uma classe acima da sua capacidade de uso.

Considerando que, na sub-bacia, o único tipo de solo presente é o Latossolos e, em função de sua alta capacidade de infiltração, justifica-se a revisão quanto à capacidade de uso e manejo em áreas com declividades entre 12 a 20% e ocupadas com culturas temporárias, passando-se da classe de capacidade de uso do solo IV para a III. Na Figura 17 é apresentado o mapa de capacidade de uso e manejo do solo correspondente ao cenário 2 ajustado, para as áreas reclassificadas com base neste critério.

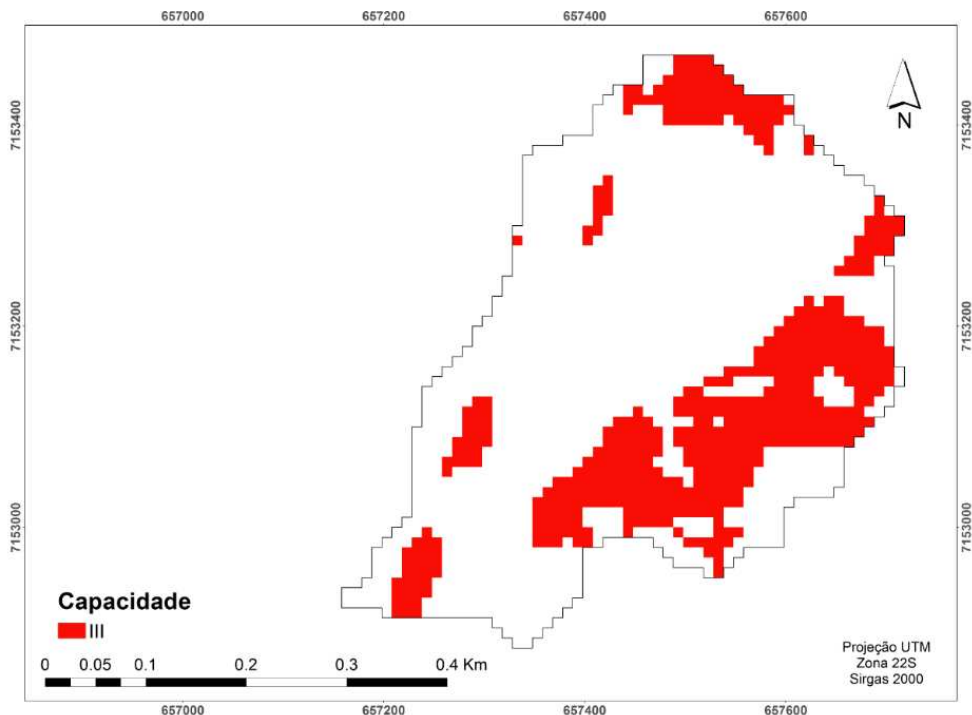


Figura 17: Mapa de capacidade de uso e manejo do solo das áreas modificadas após a reclassificação da capacidade de uso e manejo do solo proposta no cenário 2 ajustado.

Com a revisão do sistema de classificação quanto à capacidade de uso e manejo do solo, 34,2 % da área da sub-bacia, antes pertencentes à classe de capacidade de uso e manejo IV, passaram a ser classificadas como classe III. Estas áreas, que são exploradas com culturas temporárias, são utilizadas de acordo com a sua capacidade de uso e manejo (NCE = 0) quando se associa o uso de práticas conservacionistas combinadas a um manejo adequado.

Os resultados do NCE e I_{UM} para esta nova proposição são apresentados na Figura 18 (a). Na Figura 18 (b) é apresentado o NCE apenas das áreas que foram modificadas pela revisão do sistema de classificação quanto à capacidade de uso e manejo do solo.

Os mapas de NCE obtidos para os cenários 2 (Figura 16) e 2 ajustado diferem apenas nas áreas em destaque, pois estas são as áreas em que o sistema de classificação do solo quanto à sua capacidade de uso e manejo foi revisado. Como já era esperado, para o cenário 2 ajustado estas áreas passaram a ser consideradas adequadas à sua capacidade de uso e manejo (NCE = 0).

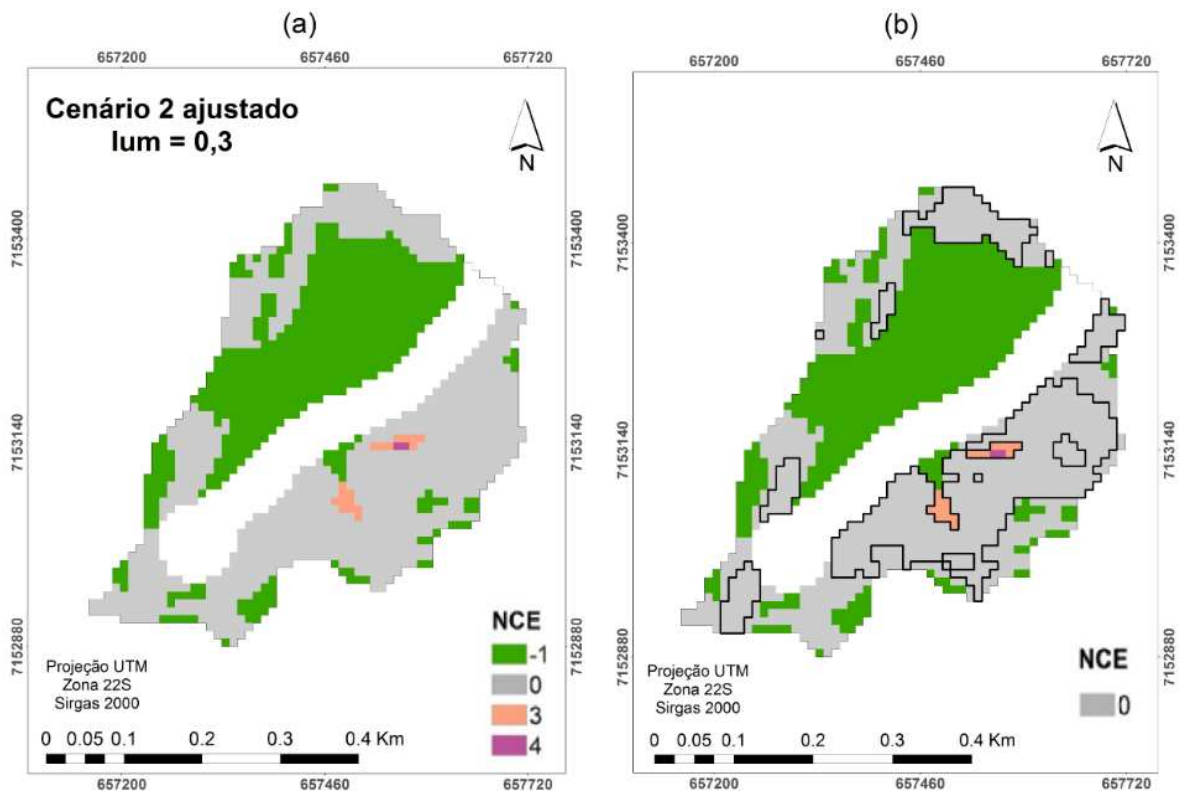


Figura 18: Espacialização dos valores de NCE da sub-bacia utilizada como exemplo e resultado do I_{UM} para o cenário 2 ajustado (a); espacialização dos valores de NCE, para o cenário 2 ajustado, das áreas modificadas pela revisão do sistema de classificação do solo quanto à sua capacidade de uso (b).

Para o cenário 2 ajustado, apenas 1,3% da área da sub-bacia apresentam classes excedentes à capacidade de uso e manejo do solo. Nestas áreas, os valores de NCE são iguais a 3 ou 4, o que seria um impedimento ao recebimento de PSA, já que não possuir áreas com $NCE > 2$ é um dos requisitos definidos pela metodologia GPRH-UFV/PSA. Estas áreas são limitadas pela declividade maior do que 20% e, como estão presentes em pequena proporção e em áreas isoladas da sub-bacia, é recomendável que se verifique em campo se a declividade gerada com o MDE condiz com a declividade real. Caso estas áreas estejam realmente com declividades mais acentuadas, deve-se retirá-las do conjunto de áreas de produção, destinando-as a preservação.

Para o cenário 2 ajustado o I_{UM} foi positivo, indicando que, quando considerada a revisão do sistema de classificação quanto à capacidade de uso do solo, a utilização do manejo adequado associado a práticas conservacionistas

combinadas nas áreas com culturas temporárias e o ajuste das áreas com $NCE > 2$, a sub-bacia estaria apta a receber o PSA.

4.2.4 Comparação dos resultados entre os cenários

Para comparar os resultados obtidos nos cenários 1, 2 e 2 ajustado é apresentado um gráfico na Figura 19 com o percentual de áreas com $NCE > 0$ e de sub-bacias do rio Faxinal com $I_{UM} \geq 0$.

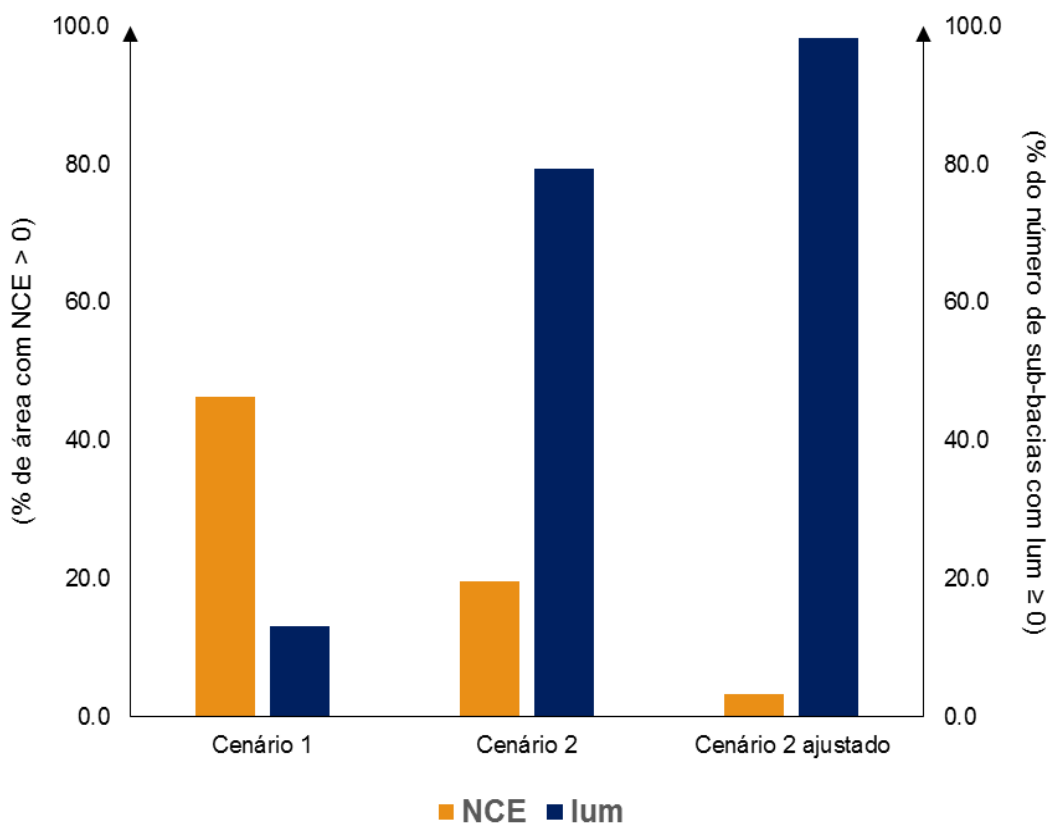


Figura 19: Porcentagem da área da bacia do rio Faxinal com $NCE > 0$ e porcentagem de sub-bacias com $I_{UM} \geq 0$.

Observa-se que, para o cenário 1, em que as áreas ocupadas por culturas temporárias são exploradas de forma intensiva e sem uso de práticas conservacionistas, 46,4% da bacia do rio Faxinal são explorados além da capacidade de uso e manejo do solo. Considerando que 54,8% da área da bacia é ocupada por vegetação nativa e têm $NCE \leq 0$, para este cenário, a maior parte das áreas com culturas temporárias está sendo utilizada acima da capacidade de

uso e manejo do solo. O resultado do I_{UM} reforça a inadequação das condições de exploração correspondentes ao cenário 1, pois apenas 13,2% das sub-bacias analisadas estariam aptas a receber o PSA.

A utilização de práticas conservacionistas combinadas, como é proposto no cenário 2, potencializa a redução das áreas com excedência à capacidade de uso do solo, caindo de 46,4% para 19,7% e, como consequência, a percentagem de bacias com aptidão para participar de um programa de PSA cresce para 79,3%.

Ainda assim, como grande parte das áreas com $NCE > 0$ no cenário 2 correspondem a áreas em Latossolos, com faixa de declividade entre 12 a 20% e ocupadas com culturas temporárias, fez-se uma revisão no sistema de classificação quanto a capacidade de uso e manejo do solo proposto por Rio Grande do Sul (1979). Dessa forma, estas áreas que são classificadas como classe de capacidade de uso IV, foram reclassificadas para a classe III, uma vez que são relativas a solos com alto potencial de infiltração e que, mesmo sendo explorados nesta faixa de declividade, que é limitada à classe IV, poderiam manter as perdas de solo abaixo do limite tolerável, quando se associa a sua exploração ao manejo adequado das práticas conservacionistas.

Fazendo a revisão do sistema de classificação de solos quanto à sua capacidade de uso e manejo e, portanto, considerando-se a exploração das áreas de culturas temporárias com o uso de práticas conservacionistas combinadas, conforme estabelecido para o cenário 2 ajustado, apenas 3,2% da área da bacia do rio Faxinal apresentam exploração além da capacidade de uso e manejo do solo e, conseqüentemente, 98,3% das sub-bacias apresentam $I_{UM} \geq 0$.

A revisão no sistema de classificação dos solos quanto à sua capacidade de uso, propicia um aumento de 78,3 para 98,3% das sub-bacias aptas a receber o PSA.

4.3 Aplicação da metodologia à bacia do rio Isabel Alves

4.3.1 Determinação da capacidade de uso e manejo do solo

Cruzando as informações de capacidade de uso, quanto ao solo e à declividade (determinada pelos intervalos definidos na Tabela 2), gerou-se o mapa de capacidade de uso e manejo do solo da bacia em estudo, que é apresentado na Figura 20. As áreas excluídas do mapa correspondem às APPs e áreas cujos usos não se destinam a fins agrícolas ou de exploração florestal.

Na bacia rio Isabel Alves encontram-se APPs de rios, lagoas, nascentes e reservatórios, que somam 1.594 ha de área de preservação, o que representa 27,3 % da área total da bacia. Entretanto, esta área não é completamente ocupada por vegetação nativa sendo necessário reflorestar 500 ha para recompor as APPs degradadas ou com uso indevido. Da área da bacia, 45,1% correspondem a áreas florestais ou com sistema de cultivo que seria compatível com as áreas de preservação que poderiam ser destinadas à composição de RL. Portanto, semelhante ao que ocorre na bacia do rio Faxinal, a bacia do rio Isabel Alves atenderia a este requisito legal.

Na Tabela 10 é apresentado o percentual de área da bacia Isabel Alves e da área com uso de culturas temporárias correspondente a cada classe de capacidade.

As áreas em que a capacidade de uso e manejo do solo corresponde a classe I representa apenas 6,3% da área da bacia do rio Isabel Alves, ou seja, apenas neste pequeno percentual da bacia seria possível manter o uso intensivo do solo sem a adoção de práticas conservacionistas e sem comprometer as condições de conservação de solo e água. As classes II e III, que juntas representam 35,5% desta bacia, podem se adaptar ao cultivo de culturas temporárias, desde que se adotem práticas de manejo para a conservação de solo e água, de forma a assegurar a manutenção da capacidade produtiva destas terras sem impedimentos ocasionados por processos erosivos.

A classe IV corresponde às áreas limitadas pela baixa profundidade dos Cambissolos, ou pela declividade dentro do intervalo de 12 a 20%. As áreas nas

quais a classe limitante é V, que ocupam 12,6% da bacia, referem-se às áreas de Gleissolos. Estes solos são limitados por serem pouco profundos e mal drenados.

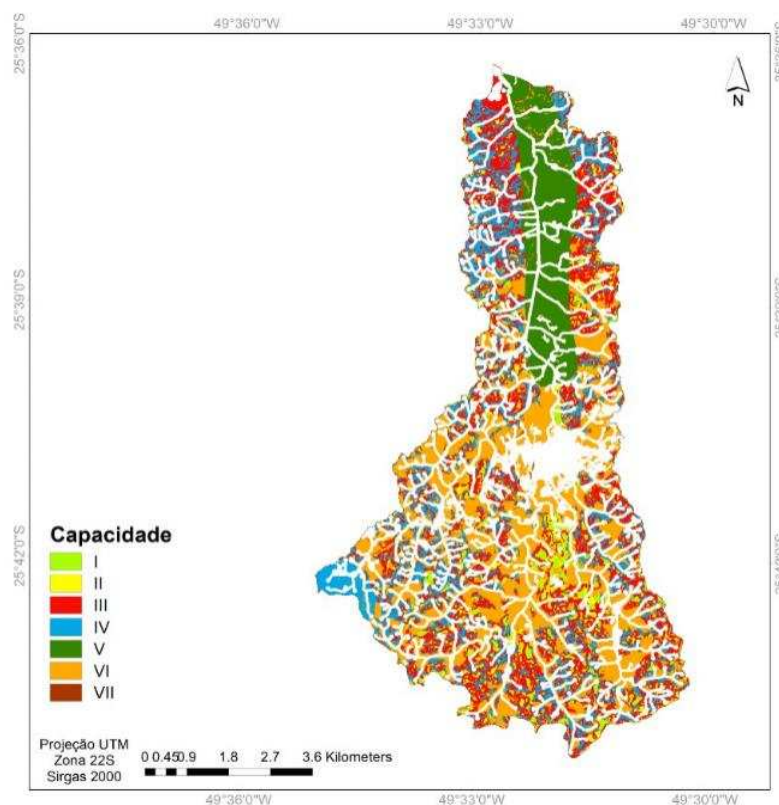


Figura 20. Mapa de capacidade de uso e manejo do solo da bacia Isabel Alves.

Tabela 10: Percentual da área agricultável da bacia (% A_b) e das áreas ocupadas por culturas temporárias (% A_{ct}) correspondentes a cada classe de capacidade de uso do solo

Capacidade de uso do solo	% A_b	% A_{ct}
I	6,3	10,5
II	5,8	9,6
III	29,7	44,3
IV	18,8	27,1
V	12,6	7,8
VI	26,5	0,6
VII	0,3	0,1

As áreas cultivadas com culturas temporárias correspondentes às classes VI e VII são limitadas pela declividade acentuada e somam 168,3 ha distribuídos ao longo da bacia. Em especial, áreas de classes VI e VII situadas sobre Gleissolos não eram esperadas, já que esses solos ocorrem em áreas planas. Uma possível explicação para esta inconsistência seria a ocorrência de erros durante o levantamento pedológico, ou até mesmo erros relativos ao modelo digital de elevação utilizado. Estes últimos poderiam ser verificados usando-se dados de elevação mais acurados ou, ainda, fazendo-se o levantamento topográfico de campo.

4.3.2 Determinação do índice de uso e manejo (IUM) e análise para a sua adequação

4.3.2.1 Cenário 1

Para o cenário 1, em que as áreas com culturas temporárias são associadas à classe I de capacidade de uso e manejo, calculou-se o NCE para a bacia do rio Isabel Alves e o IUM para cada sub-bacia analisada. Os mapas com os resultados de NCE e IUM estão apresentados na Figura 21. Na Tabela 11 encontram-se os percentuais de área da bacia do rio Isabel Alves e das áreas ocupadas com culturas temporárias relativos a cada valor de NCE.

Os resultados permitem concluir que, para o cenário 1, 54,0% da bacia apresentam classes excedentes à capacidade de uso e manejo do solo. Nas áreas ocupadas por culturas temporárias a situação seria ainda mais crítica; 89,5% das áreas estariam com uso excedente à sua capacidade.

Também se destaca a elevada porcentagem de área da bacia que está sendo explorada excessivamente acima da capacidade de uso e manejo do solo (NCE>2), 21,5%, totalizando 1.258 ha. Assim, em sub-bacias que possuem áreas como estas, não está sendo atendido o segundo requisito descrito na metodologia, não possuir áreas com NCE superior a 2.

O IUM responde a essa condição de tal modo que apenas 6,8% das sub-bacias, ou seja, 19 das 279 sub-bacias analisadas estariam aptas ao recebimento de pagamento por serviços ambientais. Isto indica que o uso intensivo do solo para a produção de culturas anuais sem a adoção de práticas de conservação de solo e água expõe as áreas produtivas da bacia a condições favoráveis ao

agravamento dos processos erosivos, pondo em risco a capacidade de produção da terra.

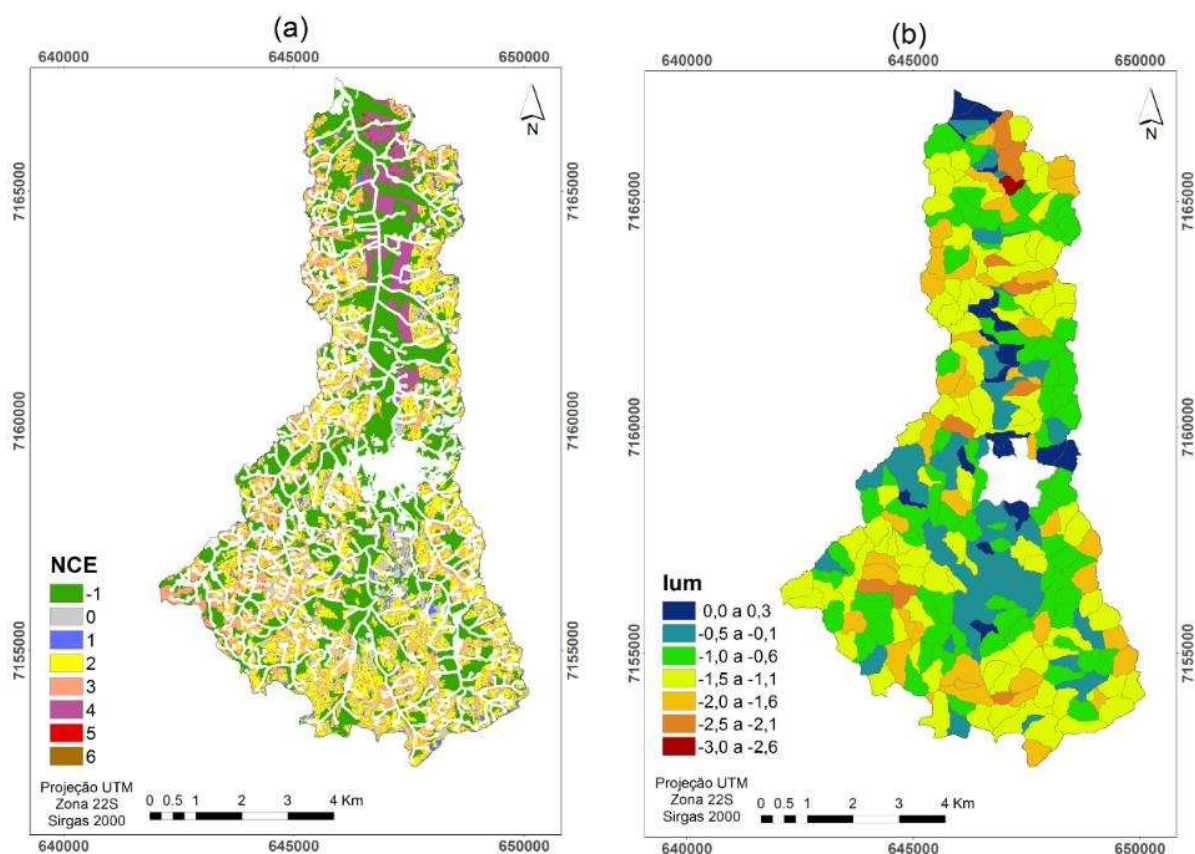


Figura 21: Espacialização dos valores de NCE para o cenário 1 (a); mapa com os valores de I_{UM} das sub-bacias obtidos para o cenário 1 (b).

Tabela 11: Porcentagem de área agricultável da bacia (% A_b) e de área ocupada com culturas temporárias (% A_{ct}) correspondente ao número de classes excedentes para o cenário 1

NCE	(% A_b)	(% A_{ct})
-1	39,7	-
0	6,3	10,5
1	5,8	9,6
2	26,7	44,3
3	16,3	27,1
4	4,8	7,9
5	0,4	0,6

4.3.2.2 Cenário 2

Considerando o cenário 2, em que as áreas com culturas temporárias são associadas à classe de uso e manejo igual III, calculou-se o NCE para a bacia do rio Isabel Alves e o I_{UM} para cada sub-bacia desta. Os resultados de NCE e I_{UM} estão apresentados em mapas na Figura 22 e, na Tabela 12, são apresentados os percentuais de área da bacia e das áreas ocupadas com culturas temporárias, correspondentes a cada valor de NCE.

Os resultados para o cenário 2 permitem concluir que houve melhoras expressivas em relação ao cenário 1. Em 51,8% da bacia utiliza-se o solo abaixo da sua capacidade de uso; em 26,7% utiliza-se o solo em acordo com a sua capacidade de uso e manejo e 21,5% da área desta bacia estão acima da capacidade de uso do solo. Analisando isoladamente as áreas com culturas temporárias, a porcentagem da área com $NCE > 0$ também foi reduzida, passando de 89,5% para 35,7% da área da bacia do rio Isabel Alves.

As áreas com uso excessivamente acima da capacidade de uso e manejo do solo ($NCE > 2$) somam 23,3 ha enquanto que, no cenário anterior, somavam mais de 1.000 ha.

Para este cenário, 205 sub-bacias estariam aptas a receber o PSA, o que representa 73,5% em relação ao número total de sub-bacias.

Assim como para a bacia do rio Faxinal, também foi criado um cenário 2 ajustado para a bacia do rio Isabel Alves, com o objetivo de se fazer uma revisão no sistema de classificação dos solos, permitindo que áreas com presença de Latossolos e associadas à faixa de declividade entre 12 e 20%, possam ser incluídas na classe de capacidade de uso do solo III, que é apropriada ao uso de culturas temporárias, desde que, se adotem práticas conservacionistas integradas.

Na Figura 23 são apresentados, para o cenário 2 ajustado, os resultados do NCE para a bacia e do I_{UM} para as sub-bacias. Na Tabela 13, encontram-se os percentuais da área da bacia e das áreas ocupadas por culturas temporárias correspondentes a cada valor de NCE.

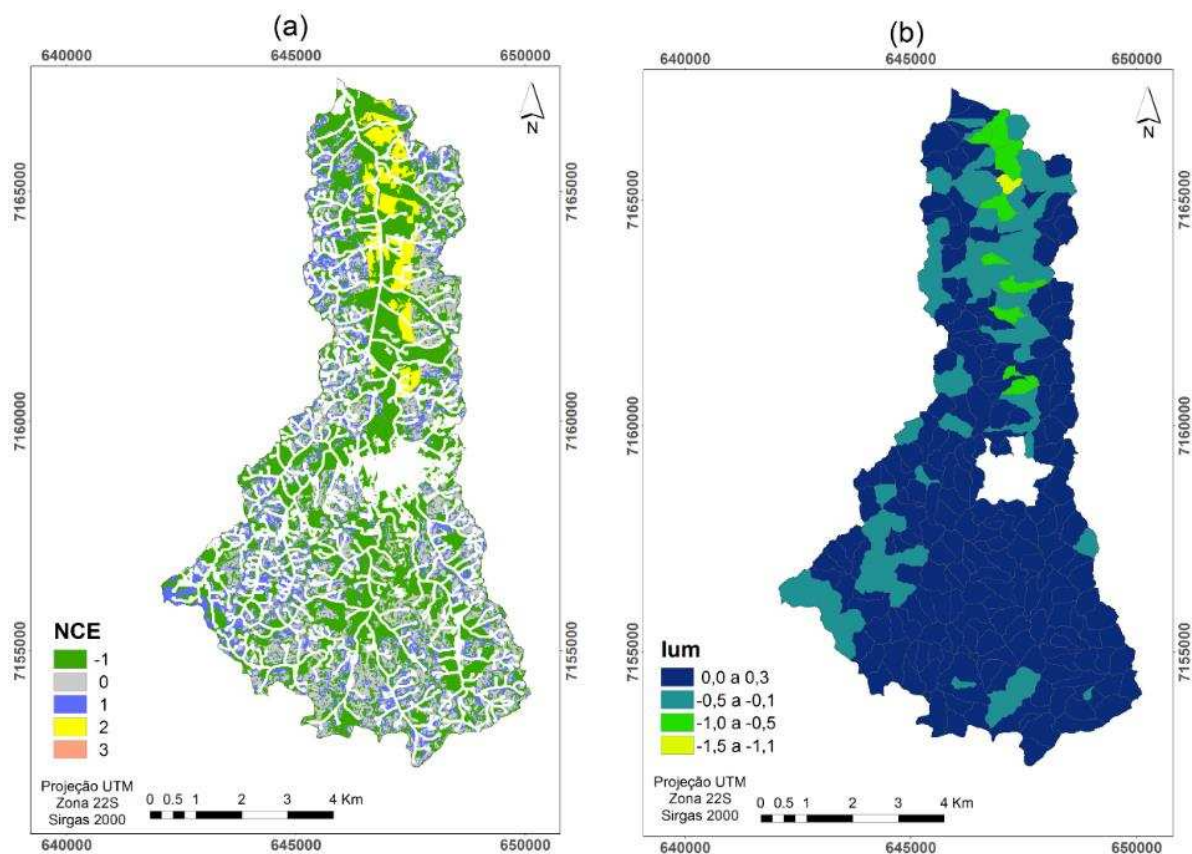


Figura 22: Espacialização dos valores de NCE para o cenário 2 (a); mapa com os valores de IUM das sub-bacias obtidos para o cenário 2 (b).

Tabela 12: Porcentagem de área agricultável da bacia (% A_b) e de área ocupada com culturas temporárias (% A_{ct}) correspondente ao número de classes excedentes para o cenário 2

NCE	(% A_b)	(% A_{ct})
-1	51,8	20,0
0	26,7	44,3
1	16,3	27,1
2	4,8	7,9
3	0,4	0,7

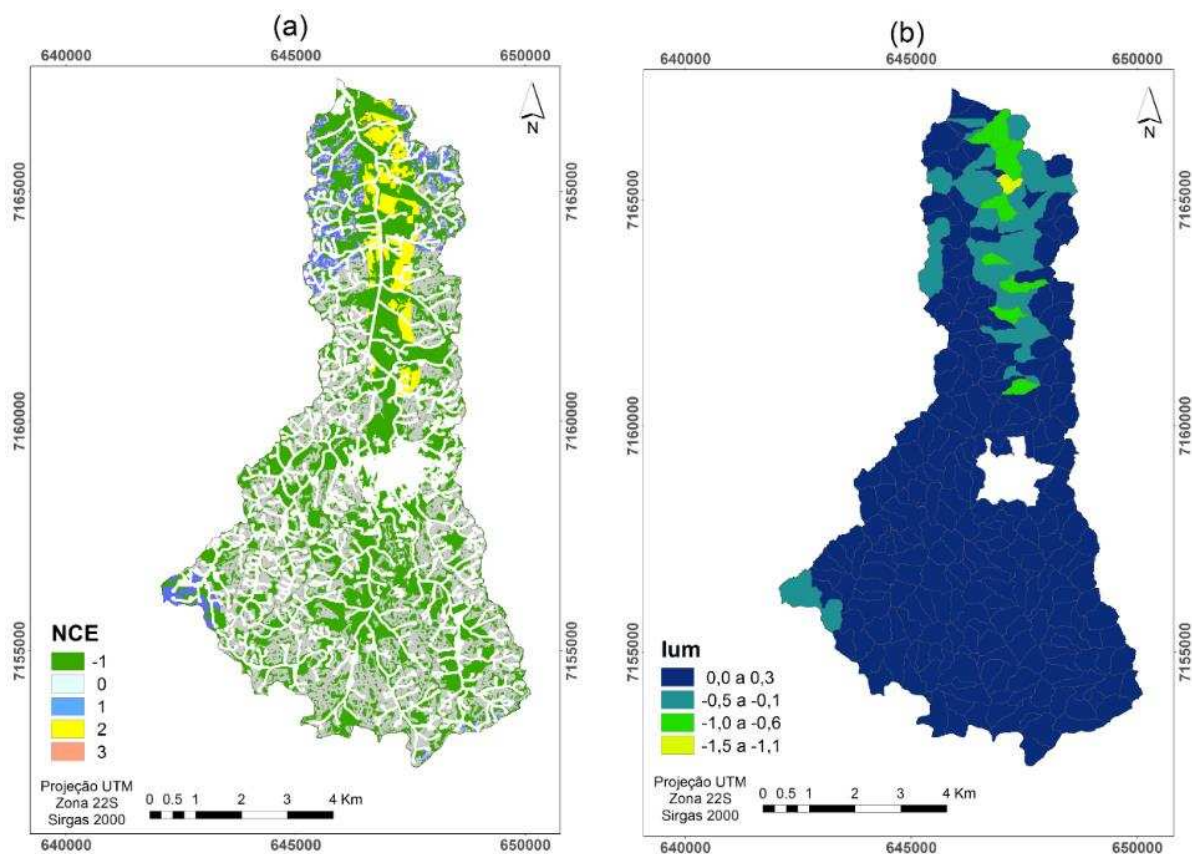


Figura 23: Espacialização dos valores de NCE para o cenário 2 ajustado (a); mapa com os valores de I_{UM} das sub-bacias obtidos para o cenário 2 ajustado (b).

Tabela 13: Porcentagem de área agricultável da bacia ($\% A_b$) e de área ocupada com culturas temporárias ($\% A_{ct}$) correspondente ao número de classes excedentes para o cenário 2 ajustado

NCE	($\% A_b$)	($\% A_{ct}$)
-1	51,8	20,0
0	39,3	65,2
1	3,7	6,2
2	4,8	7,9
3	0,4	0,7

A análise dos resultados de NCE para o cenário 2 ajustado mostra que 91,1% das áreas ocupadas por culturas temporárias estão abaixo ou na

capacidade de uso e manejo do solo; 3,7% possuem uma classe de excedência, 4,8% duas classes de excedência e 0,4% estão com uso excessivamente além da sua capacidade de uso, o que é um percentual baixo visto que representa apenas 57,6 ha distribuídos ao longo da bacia.

Para o cenário 2 ajustado, 84,6% das sub-bacias estariam aptas a receberem o PSA. As sub-bacias em situações mais críticas, ou seja, com menores valores de I_{UM} , estão em áreas com predominância de Gleissolos. Para este tipo de solo o fator restritivo, no que diz respeito à sua classificação quanto à capacidade de uso e manejo do solo, não está associado a fatores que induzam a um maior risco de erosão, mas sim a restrições quanto à produtividade relacionados com limitações correspondentes a sua drenagem interna e, portanto, restrições relativas à aeração dos solos.

Os Gleissolos são aptos ao cultivo do arroz irrigado e, quando drenados, a culturas anuais como milho, soja, feijão e pastagem (Streck, 2002). Entretanto, embora a drenagem de terras agrícolas possa, em alguns casos, potencializar a sua produtividade, é uma prática que, ao contrário das práticas relativas ao controle dos processos erosivos, acarreta prejuízos no que diz respeito às questões ambientais. Os Gleissolos também desenvolvem agem como filtros naturais, podendo não se prestar a exploração agrícola quando drenados devido à problemas de toxidez, e capturadores de gás carbônico. Outro problema relevante seria que a drenagem desses solos proporcionaria menor tempo de circulação de água na bacia hidrográfica. Conseqüentemente, tem-se, para áreas com esse tipo de solo, um claro conflito entre o aumento da produtividade e a preservação ambiental.

Logo, considera-se mais apropriado, para a aplicação da metodologia GPRH-UFV/PSA, que as áreas com Gleissolos sejam excluídas do processo de análise. Dessa forma, a ocupação das áreas com este tipo de solo deve ser definida em função da prioridade estabelecida, ou seja, entre a produção de alimentos ou a conservação ambiental. Portanto, o produtor não seria beneficiado como um provedor de serviços ambientais pelas ações de drenagem em Gleissolos.

Com base nestas constatações, sugere-se neste trabalho que a metodologia GPRH-UFV/PSA só seja aplicada em condições em que o fator

restritivo à capacidade de uso do solo seja um fator relacionado ao controle do processo erosivo.

Para tanto, um reajuste foi feito para o cenário 2, excluindo-se as áreas de Gleissolos da análise. Os resultados do NCE da bacia do rio Isabel Alves e do I_{UM} das sub-bacias são apresentados nos mapas da Figura 24 e os percentuais de área correspondentes aos valores do NCE para a bacia e para as áreas ocupadas com culturas temporárias estão detalhados na Tabela 14.

Para o cenário 2 ajustado (sem Gleissolos), apenas 4,2% da bacia estão com uso acima da capacidade de uso e manejo do solo. Um maior percentual da bacia, 54,4%, apresenta $NCE < 0$.

Quanto aos resultados de I_{UM} , 270 das 279 sub-bacias, o que representa 96,8% do total de sub-bacias analisadas, possuem I_{UM} maior ou igual a zero e estariam aptas a receber o PSA.

Das nove sub-bacias que ainda apresentam I_{UM} negativo, sete estão em áreas de Argissolos. Como essas sub-bacias são, na sua maior parte, limitadas pela declividade, seria recomendável fazer a mudança de uso do solo de culturas temporárias para culturas permanentes ou para o reflorestamento nas áreas com maiores valores de NCE.

As outras 2 sub-bacias, que apresentam I_{UM} negativo, estão em áreas com predominância de Cambissolos e são limitadas pela baixa profundidade efetiva desses solos. Logo, também seria recomendável mudar o uso do solo de culturas temporárias para culturas permanentes ou fazer o reflorestamento.

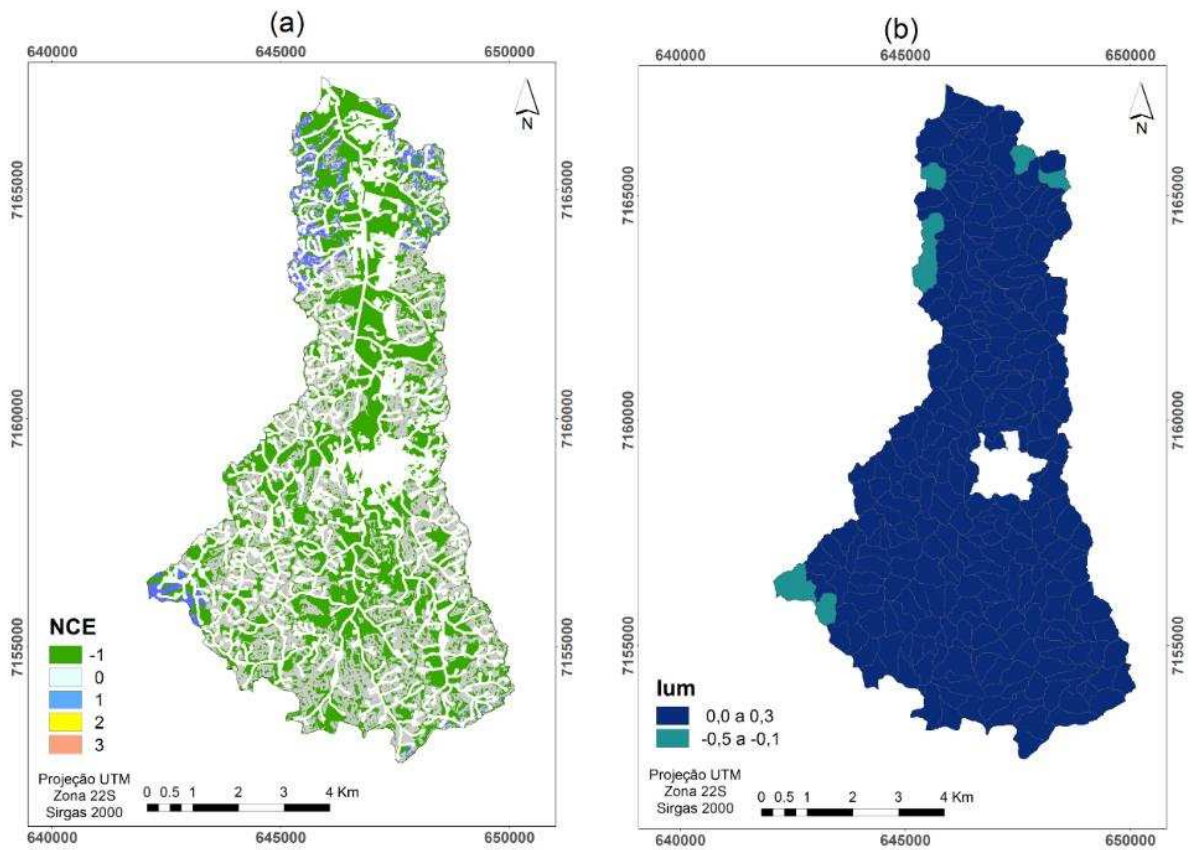


Figura 24: Espacialização dos valores de NCE para o cenário 2 ajustado (sem Gleissolos) (a); mapa com os valores de I_{UM} das sub-bacias obtidos para o cenário 2 ajustado (sem Gleissolos) (b).

Tabela 14: Porcentagem de área agricultável da bacia ($\% A_b$) e de área ocupada com culturas temporárias ($\% A_{ct}$) correspondente ao número de classes excedentes para o cenário 2 ajustado sem Gleissolos

NCE	($\% A_b$)	($\% A_{ct}$)
-1	54,4	21,9
0	41,4	70,9
1	3,9	6,7
3	0,3	0,5

4.3.3 Comparação dos resultados entre os cenários

Na Figura 25 uma síntese dos resultados obtidos para todos os cenários analisados na bacia do rio Isabel Alves.

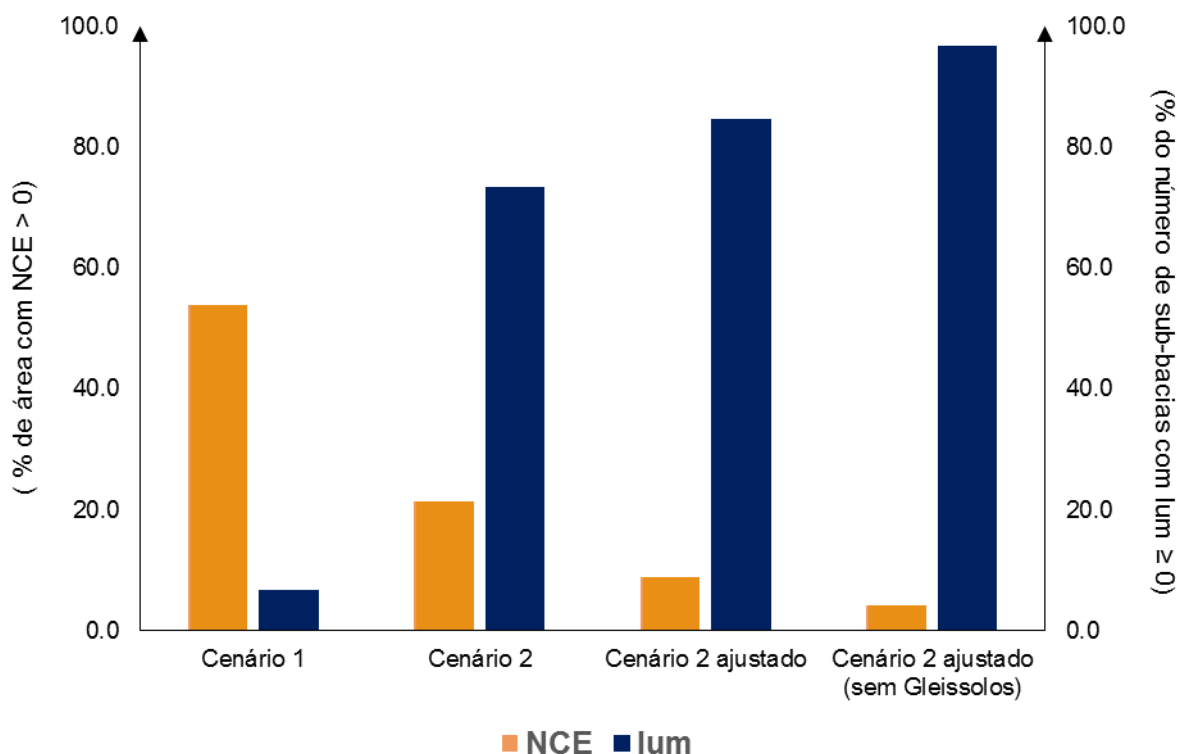


Figura 25: Porcentagem da área da bacia do rio Isabel Alves com NCE > 0 e porcentagem de sub-bacias com IUM ≥ 0.

Observa-se na Figura 25 que, dentre os cenários apresentados houve um decréscimo progressivo da porcentagem de área da bacia do rio Isabel Alves com NCE > 0, variando entre 54,0 a 4,2%.

No caso do cenário 1, para o qual não se faz o uso de práticas conservacionistas em áreas de culturas temporárias, 54,0% da bacia são explorados acima da capacidade de uso e manejo do solo, sendo que 45,1% da bacia são ocupados por áreas com vegetação nativa, onde tem-se NCE ≤ 0. Como foi apresentado junto ao mapa de capacidade de uso e manejo do solo da bacia, apenas 10,5% das áreas com culturas temporárias estariam sendo exploradas conforme a sua capacidade de uso. Ainda para este cenário, apenas 6,8% das sub-bacias apresentaram IUM maior ou igual a zero.

Entre os cenários 1 e 2 há um decréscimo da porcentagem de áreas com $NCE > 0$ de 54,0% para 21,5%. Esta redução se deve ao fato de que, no cenário 2, é considerada a adoção de práticas conservacionistas integradas em áreas com culturas temporárias, resultando na adequação de 32,5% das áreas à sua capacidade de uso do solo. Devido a esta adequação, a porcentagem de sub-bacias com $I_{UM} \geq 0$ cresceu para 73,5%.

Assim como para a bacia do rio Faxinal, também foi proposto para a bacia do rio Isabel Alves o cenário 2 ajustado, no qual se fez a revisão do sistema de classificação do solo à sua capacidade de uso e manejo. Com a reclassificação da classe IV para a III em áreas ocupadas por culturas temporárias em Latossolos e com relevo na faixa de declividade entre 12 e 20%, conseguiu-se um percentual de adequação da área da bacia à sua capacidade de uso e manejo do solo de 91,1%, ou seja, 12,6% da área da bacia foi adequada do cenário 2 para o cenário 2 ajustado. Como resultado do I_{UM} para o cenário 2 ajustado tem-se que 84,6% das sub-bacias apresentaram valores maiores ou iguais a zero.

O cenário 2 ajustado (sem Gleissolos) refere-se às mesmas condições correspondentes ao cenário 2 ajustado; porém, com a exclusão dos Gleissolos, uma vez que, para o cultivo de culturas temporárias nestes, seria necessário fazer a drenagem do solo, sendo esta uma prática contrária ao provimento de serviços ambientais, pois proporciona a redução do tempo de circulação da água na bacia hidrográfica dentre outros impactos ambientais. Assim, com a exclusão dos Gleissolos, o percentual de áreas inadequadas à capacidade de uso do solo na bacia do rio Isabel Alves caiu de 8,9% para 4,2%, e o percentual de sub-bacias aptas a receber o PSA passou para 96,8%.

Resalta-se que a proposição de vários cenários teve como objetivo avaliar as condições em que a exploração intensiva da terra se adequaria a sua capacidade de uso e manejo, indicando quais medidas um proprietário rural deve adotar para manter a capacidade produtiva do solo e, ao mesmo tempo, ser um provedor de serviços ambientais. Portanto, os cenários criados não tiveram o propósito de adequar todas as sub-bacias à participação em programas de PSA, mas sim, de apresentar as dificuldades e as possibilidades para inclusão destas nestes programas.

5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos chegou-se à conclusão de que para aplicar a metodologia GPRH-UFV/PSA às condições de uso intensivo do solo requer-se uma revisão no sistema de classificação da capacidade de uso e manejo do solo, de tal forma que sejam adequadas as áreas em Latossolos, com relevo na faixa de declividade de 12 a 20% e com o uso agrícola intensivo, reclassificando-as da da classe de capacidade de uso IV para a III.

Também evidenciou-se que, para que a metodologia oportunize um melhor resultado, deve-se excluir as áreas com a presença de solos para os quais o fator restritivo à exploração comercial seja a má drenagem interna pois, neste caso, têm-se critérios conflitantes entre a preservação ambiental e a exploração comercial. No presente trabalho, essa condição foi associada a áreas ocupadas com culturas temporárias em Gleissolos. Portanto, recomenda-se que a metodologia GPRH-UFV/PSA seja aplicada apenas em condições para as quais o fator restritivo à sua capacidade de uso e manejo do solo esteja relacionado ao controle dos processos erosivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, Agência Nacional de Águas. **Manual Operativo do Programa Produtor de Água**. 2ª Edição. Brasília, 2012.

BAJA, S., CHAPMAN, D.M., DRAGOVICH, D. **Spatial based compromise programming for multiple criteria decision making in land-use planning**. Environ. Model. Assess. 12 (3), p. 171–184, 2007.

BARROSO, D. G. E SILVA M. L. N. **Poluição e conservação dos recursos naturais: solo e água**. Informe Agropecuário. v. 176, n. 16, p. 17 – 24, 1992.

BENNETT, M. T. **China's sloping land conversion program: institutional innovation or business as usual**. Ecological Economics. v. 65, p. 699–711, 2008.

BENNETT, D. E.; GOSNELL, H.; LURIE, S.; DUNCAN, S. **Utility engagement with payments for watershed services in the United States**. Ecosystems Services. v. 8, p.56 – 64, 2014.

BERTOL, O. J. **Conservação de Solos e Água**. CREA-PR. Série Cadernos Técnicos da Agenda Parlamentar. p. 28, 2011.

BRASIL. **Código Florestal. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. Dispões sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, 2012.

BRUISMA, J. **The resource outlook to 2050: by how much do land, water and crop yields need to increase by 2050?** FAO Expert Meeting on How to Feed the World in 2050. p. 33, 2009

CALEGARI, A.; VIEIRA, M. J. Técnicas de controle da erosão. In: CASTRO FILHO, C. e MUZILLI, O. (Ed.). **Uso e manejo de solos de baixa aptidão**. Circular técnica, n 108. Londrina: IAPAR, p. 53-99, 1999.

CAVIGLIONE, J. H.; Fidalski, J.; de Araujo, A. G.; Barbosa, G. M. de C.; Llanillo, R. F.; Souto, A. S. **Espaçamentos entre terraços em plantio direto**. Boletim técnico nº 71, p. 59, Londrina: IAPAR, 2010.

CHICAS, S. D; OMINE, K.; Ford, J. B. **Identifying erosion hotspots and assessing communities' perspectives on the drivers, underlying causes and impacts of soil erosion in Toledo's Rio Grande Watershed: Belize.** Applied Geography. v. 68, p. 57 – 67. 2016.

CIMON-MORIN, J., DARVEAU, M., POULIN, M. **Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review.** Biol. Cons. v. 166, p. 144–154, 2013.

COBRAPE, 2010. **Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos.** Produto 1.2 – Parte D: Avaliação das disponibilidades hídricas, eventos críticos e monitoramento do uso de recursos hídricos. p. 130, 2010.

DALIN, C.; KONAR, M.; HANASAKI, N.; RINALDO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. **Evolution of the global virtual water trade network.** Proc. Natl. Acad. Sci. US, v. 109, p. 5989–5994, 2012.

EGOH, B.; REYERS, B.; ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M., LE MAITRE, D.C., VAN JAARSVELD, A.S., 2008. **Mapping ecosystem services for planning and management.** Agric. Ecosyst. Environ. v. 127, p. 135–140, 2008.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. **Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues.** Ecol. Econ. v. 65, p. 663–674, 2008.

ESCOBAR, M. M.; HOLLAENDER, R.; WEFFER, C. P. **Institutional durability of payments for watershed ecosystem services: Lessons from two case studies from Colombia and Germany.** Ecosystem Service. v. 6, p. 46 – 53, 2013.

EXTREMA. **Lei Municipal nº 2.100, de 21 de dezembro de 2005.** Cria o Projeto Conservador de Águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências. Extrema, 2005.

FAO. **Guideline for land-use planning.** Inter-Departmental Working Group on Land Using Planning. Rome, 1993.

FAO. **Payments for Ecosystems Services and Food Security.** Office Knowledge Exchange, Research and Extension. Rome, 2011 a.

FAO. **The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Managing systems at risk.** FAO and Earthscan. United States, New York, 2011 b.

FONTES, M. P. F.; FONTES, R. M. O.; CARNEIRO, P. A. S. 2009. **Land suitability, water balance and agricultural technology as a Geographic-Technological Index to support regional planning and economic studies.** Land Use Policy, v. 26, p. 589 – 598., 2009.

FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P.K. **Global consequences of land use.** *Science* v. 309, p. 570–574, 2005

GALAN, M. B.; PESCHARD, D.; BOIZARD, H. ISO 14 001 at the farm level: **Analysis of five methods for evaluating the environmental impact of agricultural practices.** *Journal of Environmental Management*, v. 82, p. 341 – 352, 2007.

GODFRAY, H.C.J., CURTE, I.R., HADDAD, L., LAWRENCE, D., MUIR, J.F., NISBETT, N., PRETTY, J., ROBINSON, S., TOULMIN, C., WHITELEY, R., 2010. **The future of the global food system.** *Philos. Trans. R. Soc. B*, 2010. Disponível em: <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/365/1554/2769.full>. Acesso em: 5 de abril de 2015.

GRIEG-GRAN, M; PORRAS, I.; WUNDER, S. **How Can Market Mechanisms for Forest Environmental Services Help the Poor? Preliminary Lessons from Latin America.** *World Development*, v. 33, n 9, p. 1511-1527, 2005.

HALL, A. **Paying for environmental services: the case of Brazilian Amazonia.** *Journal of International Development* 20, 965–981, 2008.

HE, J.; SIKOR, T. **Notions of justice in payments for ecosystem services: Insights from China's Sloping Land Conversion Program in Yunnan Province.** *Land use Policy*. v. 43, p. 207 – 216, 2015.

HIGGITT, L. D. Soil erosion and problems. **Progress in Physical Geography**. v. 1, n. 15, p. 91 – 100. 1991.

HOEKSTRA, A.Y. **The global dimensions of water governance: Why the river basin approach is no longer sufficient and why cooperative action at global level is needed.** *Water*, v. 3, p. 21–46, 2011.

HOEKSTRA, A.Y.; MEKONNEN, M.M. **The water footprint of humanity.** *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* , v. 109, p. 3232–3237, 2012.

HUDSON, N. **Soil Conservation.** New York: Cornell University Press. 1971.

IBIO/FUNARBE. **Elaboração de diagnósticos socioambientais na bacia do ribeirão Candidópolis, bem como o cálculo de valoração econômica do serviço ambiental a ser pago aos produtores rurais.** Capítulo 6, p. 83. Viçosa, 2014.

IBGE. Tabela 1011. **Número de estabelecimentos agropecuários e área dos estabelecimentos por utilização das terras e grupos e classes da atividade econômica.** Censo agropecuário, 2006. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1011&z=t&o=11>. Acesso em: 6 de maio de 2015.

JOHNSON, N.; WHITE, A.; PERROT-MAITRE, D. **Developing markets for water services from forests: issues and lessons for innovators.** Forest Trends, p. 26, 2002.

KASTNER, T.; KASTNER, M.; NONHEBEL, S. **Tracing distant environmental impacts of agricultural products from a consumer perspective.** Ecological Economics, v. 70, p. 1032 – 1040, 2011.

KARSENTY, A; VOGEL, A; CASTELL, F. **“Carbon rights”, REDD+ and payments for environmental Services.** Environmental Science and Policy, v. 35, p. 20 – 29, 2014.

KLINGEBIEL, A.A. E MONTGOMERY, P.H. (1961) **Land-capability Classification.** Agricultural Handbook 210, Soil Conservation Service. U.S. Govt. Printing Office, Washington, D.C. p. 21, 1961.

KOSOY, N., MARTINEZ-TUNA, M., MURADIAN, R., MARTINEZ-ALIER, J. **Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of three cases in Central America.** Ecological Economics, v. 61, p. 446–455, 2007.

LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI, J.R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso.** Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.175, 1991.

LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI, J.R.; ESPÍNDOLA, C.R.; VISCHI FILHO. O, J; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.175, 2015.

LIU, J., LI, S., OUYANG, Z., TAM, C., CHEN, X. **Ecological and socioeconomic effects of China’s policies for ecosystem services.** Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 105 (28), 9477–9482, 2008.

MARQUES, J. Q. A. **Manual brasileiro para levantamentos conservacionistas.** 2ª Aproximação. Rio de Janeiro, 1958.

MARQUE, J. Q. A. **Manual brasileiro para levantamento da capacidade de uso da terra.** 3ª Aproximação. Rio de Janeiro, 1971.

ROSER, M. **World Population Growth.** Published online at OurWorldInData.org. Disponível em: <http://ourworldindata.org/data/population-growth-vital-statistics/world-population-growth/> [Online Resource]. Acesso em 29 de abril de 2015.

MCDERMOTT, M.; MAHANTY, S.; SCHRECKENBERG, K. **Examining equity: A multidimensional framework for assessing equity in payments for ecosystem services.** Environmental Science and Policy, v. 33, p. 416 – 427, 2013.

- MCGEE, W. J. **Soil erosion**. Department of Agriculture. Washington, D.C., 1911.
- MEA. Millennium ecosystem assessment. **Our human planet: Summary for decision-makers**. Washington, D.C., Island Press, 2005.
- MENDAS, A.; DELALI, A. **Integration of MultiCriteria Decision Analysis in GIS to develop land suitability for agriculture: Application to durum wheat cultivation in the region of Mieta in Algeria**. Computer and Electronics, v. 83, p. 177 – 126, 2012.
- MONTAGNINI, F.; FINNEY, C. **Payments for Environmental Services in Latin America as a Tool for Restoration and Rural Development**. Ambio, v. 40, p. 285 – 297, 2011.
- NGUYEN, T. T.; VERDOODT, A.; TRAN, V. Y.; DELBECQUE, N.; TRAN, T. C.; RANST, E. V. **Design of a GIS and multi-criteria based land evaluation procedure for sustainable land-use planning at the regional level**. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 200, p. 1 – 11, 2015.
- ONU 2011. **World Population Prospects: The 2010 Revision**. Nova York: Divisão de População do Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais.
- O’SULLIVAN, L.; CREAMER, R. E.; FEALY, R.; LANIGAN, G.; SIMO, I.; FETON, O.; CARFRAE, J.; SCHULTE, R. P. O. **Functional Land Management for managing soil functions: A case-study of the trade-off between primary productivity and carbon storage in response to the intervention of drainage systems in Ireland**. Land Use Policy, v. 47, p. 42 – 54, 2015.
- PAGIOLA, S., LANDELL-MILLS, N., BISHOP, J., 2002. **Making market-based mechanisms work for forests and people**. In: Pagiola, S., Landell-Mills, N., Bishop, J. (Eds.), Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development. Earthscan, London.
- PALACIOS-AGUNDEZ, I.; ONAINDIA, M.; BARRAQUETA, P.; MADARIAGA, I. **Provisioning ecosystem services supply and demand: The role of landscape management to reinforce supply and promote synergies with other ecosystem services**. Land Use Policy, V. 47, p. 145 – 155, 2015.
- PARCHEN, C. A. P.; BRAGAGNOLO, N. **Erosão e conservação de solo no Paraná**. Informação técnica n.10, Curitiba: EMATER. p.16, 1991.
- PARANÁ. **Lei Estadual nº 8014 de 14 de dezembro de 1984**. Dispõe sobre a preservação do solo agrícola e adota outras providências. Curitiba, 1984
- PERROT-MAITRE, D. **The Vittel Payments for Ecosystem Services: A “Perfect PES Case”**. International Institute for Environment and Development, London, UK, 2006.
- POSTEL, S., THOMPSON, B. **Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services**. Nat. Resour. Forum 29, p. 98 – 108, 2005.

PRASANNAKUMAR, V.; VIJITH, H ABINOD, S.; GEETHA, N. **Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using revised universal soil loss equation (RUSLE) and geo-information technology.** *Geoscience Frontiers*, 3 (2) (2012), p. 209–215, 2012.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica.** 2. ed., p. Viçosa: UFV, 2009.

RESHMIDEVI, T. V.; ELDHO, T. I.; JANA, R.; **A GIS-integrated fuzzy rule-based inference system for land suitability evaluation in agricultural watersheds.** *Agricultural Systems*, v. 101, p. 101 – 109, 2009.

RIO GRANDE DO SUL. **Manual de Conservação de Solo.** Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura. Porto Alegre, RS, p. 135, 1979.

ROETTER, R.P., HOANH, C.T., LABORTE, A.G., VAN KEULEN, H., VAN ITTERSUM, M.K., DREISER, C., VAN DIEPEN, C.A., DE RIDDER, N., VAN LAAR, H.H., 2005. **Integration of systems network (SysNet) tools for regional land use scenario analysis in Asia.** *Environ. Model. Software* v. 20 (3), p. 291–307, 2005.

RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P. C. **An environmental impact assessment system for agricultural R&D.** *Environmental Impact Assessment Review*, v. 23, p. 219 – 244, 2003.

ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY (RSC), 2012. **Securing Soils for Sustainable Agriculture. A Research Led Strategy.** RSC, London, Disponível em: <http://www.rsc.org/globalassets/04-campaigning-outreach/realising-potential-of-scientists/research-policy/global-challenges/securing-soils-for-sustainable-agriculture.pdf>. Acesso em 12 de maio de 2015.

SCHULTE, R. P. O.; CREAMER, R. E.; DONNELLAN, T.; FARRELLY, N.; FEALY, R.; O'DONOGHUE, C.; O'HUALLACHAIN, D. **Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture.** *Environmental Science and Policy*, v. 38, p. 45 – 58, 2014.

SEAB. **Produção Agrícola do Estado do Paraná – Últimas 5 safras.** Secretaria do Estado da Agricultura e do Abastecimento. Departamento de Economia Rural. 2013.

SUDERHSA. **Sistema de Informações Geográficas para Gestão de Recursos Hídricos no Alto Iguaçu.** Relatório final, p. 152, 2004.

TEEB. **The economics of ecosystems and biodiversity for national and international policy makers – Summary: Responding to the value of nature 2009.** Disponível em: http://www.teebweb.org/media/2009/11/National-Executive-Summary_-English.pdf. Acesso em: 20 de março de 2015.

TOMER, M., D.; PORTER, S. A.; JAMES, D. E.; BOOMER, K. M. B.; KOSTEL, J. A.; MCLELLAN, E. **Combining precision conservation technologies into a flexible framework to facilitate agricultural watershed planning.** Journal of Soil and Water Conservation, v. 68, n 5, p. 113 – 120, 2013.

WILD, A. **Soils Land and Food: Managing the Land During the Twenty-first Century.** Cambridge University Press, 2003.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts.** Occasional Paper No. 42. Bogor, CIFOR, 2005.

XU, Z.; BENNETT, M.T.; TAO, R.; XU, J. China's **Sloping Land Conversion Programme four years on: current situation, pending issues.** Int. For. Rev. 6, 317–326, 2004.

XU, G; CHENG, Y; LI, P.; LI, Z.; ZHANG, J.; WANG, T. **Effects of natural rainfall on soil and nutrient erosion on sloping cropland in a small watershed of the Dan River.** China Quaternary International, pp. 327–333, 2015.

ZANELLA, M. A, SCHLEYER, C., SPEELMAN, S. **Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil.** Ecol. Econ. v. 105, p. 166-176, 2014.

ZOLIN, C.A.; FOLEGATTI, M. V.; MINGOTI, R.; PAULINO, J.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; GONZÁLEZ, A. M. O. **The first Brazilian municipal initiative of payment for environmental service an its potential for soil conservation.** Agricultural water management. 137, 75-83, 2014