

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**SIMULAÇÃO PELO MODELO CENTURY DO
IMPACTO DA AGRICULTURA NO ESTOQUE
DE CARBONO ORGÂNICO DE SOLOS
DO PLANALTO RIO-GRANDENSE**

LUCIO DEBARBA
Engenheiro Agrônomo - FEPAM

Orientador: Prof. João Mielniczuk

Porto Alegre (RS), Brasil
agosto / 2002

LUCIO DEBARBA
Engenheiro Agrônomo – UFSM
Mestre em Agronomia - UFSM

TESE
Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de
DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em:
Pela Banca Examinadora

Homologado em:
Por

JOÃO MIELNICZUK
Orientador–PPG-Ciência
do Solo/UFRGS

CARLOS BISSANI
Coordenador do Programa de Pós-
Graduação em Ciência do
Solo/UFRGS

TELMO JORGE CARNEIRO AMADO
UFSM/RS

THOMÉ LOVATO
UFSM/RS

CIMÉLIO BAYER
PPG-Ciência do Solo/UFRGS

GILMAR ARDUINO BETTIO MARODIN
Diretor da Faculdade de Agronomia
da UFRGS

AGRADECIMENTOS

A Adriene Debarba, minha esposa, exemplo de ser humano em todos os sentidos. Pelo amor, respeito e carinho que nos acompanha durante toda a nossa vivência. Pelos momentos de abdicção dos teus próprios sonhos para estar a meu lado durante este período, pela força de vontade e pelo incentivo, essenciais para que eu pudesse superar todas as minhas dificuldades, barreiras e limitações.

Ao Prof. João Mielniczuk, pelo seu exemplo como profissional apaixonado pelas tarefas que realiza, pela sua capacidade de trabalho, orientação, amizade, carinho e respeito por todos os seus orientados. Pela sua visão da importância em iniciar uma linha de pesquisa com a utilização de modelos de simulação. Mesmo com as dificuldades iniciais de aprendizado do modelo, a utilização desta ferramenta foi um desafio e ao mesmo tempo uma grande satisfação para mim. À sua esposa Jussara e filhos Luciana e Fabiano pelo carinho e amizade.

À Banca Examinadora, Profs. Telmo Jorge Carneiro Amado, Thomé Lovato e Cimélio Bayer, pelas valiosas contribuições para a melhoria da qualidade deste trabalho.

Aos professores Telmo J. C. Amado, Egon Klampt e Elemar A. Cassol, pela participação na banca examinadora do exame de qualificação pelas sugestões e contribuições feitas.

Ao Prof. Osmar G. W. Coelho da UNISINOS, pela oportunidade da realização de parte do meu treinamento naquela instituição.

Aos professores do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS, pela oferta do curso e das disciplinas.

À UFRGS, Universidade pública, gratuita e de qualidade, pela oportunidade da realização deste trabalho e pelo orgulho de ter sido seu aluno.

Ao CNPq pela bolsa de doutorado.

À direção e funcionários da Estação Experimental Agronômica da UFRGS, pela colaboração nos trabalhos de campo e acolhida no RU.

Aos amigos e irmãos de orientação, Thomé, Clênio, Jeferson, Fabiane e Flávia, pelos bons momentos vividos durante o nosso período de treinamento, na viagem ao Planalto Gaúcho para a coleta das amostras de solo, pelas rodadas de chimarrão e pelas atividades na Estação Experimental. Neste período, constituímos uma verdadeira família, unida em busca de um mesmo ideal. Com certeza, foram momentos para serem guardados com carinho no coração de cada um de nós.

Aos colegas Cristiano, Dalmolin, Antônio e Eliseo, pela amizade e parceria durante todo o tempo, especialmente pela nossa união durante a

disciplina de Química Geral, onde começou a fortalecer o laço de amizade entre nós.

A todos os companheiros de futebol da quarta-feira, cujo período de convivência foi indispensável para aliviar o stress do doutorado. Independente do resultado, o melhor sempre estava reservado no final da partida, o momento de beber com umas bem geladas.

A todos os demais colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFRGS com os quais tive a oportunidade de conviver.

Aos Profissionais Flávio Eltz, Roberto Sallet, Amando Dalla Rosa, Sandra Vicenzi, Ademir, Denis Goulin e Motta, pelo auxílio na localização das de amostragem de solo e aos produtores rurais Carlos Mostadeiro, Clemente Moura, Laurindo Nickitits, Carlos Daronch, José Pregonato, Nelson Benetti e Avelino Soldatelli por permitiram a coleta das amostras de solo em suas propriedades.

Aos meus pais, Delvino Luiz Debarba e Lurdes Bau Debarba, pelo exemplo de vida, amor, caráter, honestidade e simplicidade. Pela educação dada aos filhos e por ter-nos proporcionado uma formação como ser humano correto e digno.

Aos meus sogros, Roberto Severo Pinto e Gislaina Nunes Pinto e aos meus cunhados Roberto (Betinho), Greiti, Etiane, Fernanda e Norberto, por terem me acolhido como membro família, sem medir esforços me apoiaram durante todo o tempo. Pela torcida sincera para que este sonho se concretizasse.

Aos meus irmãos de coração Fernando, Raquel, Mariana, Bruno, Diogo e, em especial, à Cristiane, pelo carinho, amizade e respeito nutridos durante a nossa convivência. Pela torcida e apoio que me deram, com certeza tornando a minha jornada mais fácil.

Aos meus amigos, irmãos de coração Tammy e Paulo Henrique e aos padrinhos Tânia e Zeno, pela nossa longa amizade, marcada pela sinceridade e respeito, pelo carinho que vocês nutrem por mim e pela Adriene. Pelos momentos de alegria que passamos com vocês, com certeza em muito ajudaram para que eu superasse os obstáculos da vida.

À tia Izana, pela acolhida em Porto Alegre e pelo incentivo em todos os momentos.

Aos meus novos amigos da capital, Luciana, Ricardo e Rafael, pela amizade e pelos momentos divertidos que passamos juntos.

A todos não citados, que de alguma forma colaboraram nesta jornada, meu sincero agradecimento.

**Dedico este trabalho à minha esposa Adriene,
que sempre lutou ao meu lado para
que este sonho se concretizasse.**

SIMULAÇÃO PELO MODELO CENTURY DO IMPACTO DA AGRICULTURA NO ESTOQUE DE CARBONO ORGÂNICO DE SOLOS DO PLANALTO RIO-GRANDENSE¹

AUTOR: Lucio Debarba

ORIENTADOR: Prof. João Mielniczuk

SINOPSE

Este estudo teve por objetivo estimar, pelo modelo CENTURY, a alteração no estoque de carbono orgânico (CO) de solos do Planalto do Rio Grande do Sul durante o período de expansão da agricultura e o potencial de recuperação do estoque de CO através de diferentes sistemas de manejo. Foram utilizados solos de cinco Unidades de Mapeamento (UM), sob vegetação original de campo e floresta: LATOSSOLO VERMELHO Distófico típico (UM Cruz Alta e Passo Fundo), LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (UM Santo Ângelo e Erechim) LATOSSOLO BRUNO Alumínico câmbico e (UM Vacaria). Avaliou-se a expansão da agricultura nas UM, a variação no conteúdo de CO dos solos por decomposição microbiana e erosão e a emissão ou seqüestro de CO₂ em cenários de manejo com diferentes adições de C, métodos de preparo do solo e perdas de solo por erosão. Durante o período de expansão da agricultura (1900-1980), o uso de sistemas de cultura com baixa adição de C, pousio, queima de resíduos e preparo convencional do solo, ocasionou reduções estimadas de 31 a 45% no estoque original de CO dos solos. Com a melhoria nos eventos de manejo a partir de 1981, houve a recuperação parcial no estoque de CO. Considerando o balanço de CO e CO₂ para a região em estudo (52506 km²), o cenário de manejo 1 (PC trigo/soja com queima) apresentou perda total estimada de 159517,0x10³ Mg de CO e emissão de 299562,10x10³ Mg de CO₂ à atmosfera. Nos demais cenários, foram estimados incrementos de CO em relação ao cenário 1, atingindo, em 2050, valores correspondentes a 68,5% (cenário 2 - PR trigo/soja sem queima), 92,7% (cenário 3 - PD trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho) e 98,1% (cenário 4 - PD trigo/soja, aveia/milho) do estoque original de CO. Devido a alta adição anual de C (6,0 Mg ha⁻¹) e uso do plantio direto, o cenário 4 apresentou seqüestro líquido de 52173,32x10³ Mg de CO₂.

Termos de indexação: modelo CENTURY, cenários de manejo, carbono orgânico do solo, emissão e seqüestro de CO₂

¹ Tese de Doutorado em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, (172 p.) – Agosto/2002.

AGRICULTURAL IMPACT ON ORGANIC CARBON STOCK IN RIO GRANDE DO SUL PLATEAU SOILS EVALUATED BY THE CENTURY MODEL¹

AUTHOR: Lucio Debarba
ADVISER: Prof. João Mielniczuk

ABSTRACT

The objective of this study was to estimate the agricultural impact on organic carbon (OC) stock in soils of Rio Grande do Sul, southern Brazil, using the organic matter CENTURY model. Five soils mapping units (MU) were used under original native vegetation of grass and forest representing the area of Oxisols, classified according the new Brazilian soil classification system as follows: LATOSSOLO VERMELHO Distófico típico (MU Cruz Alta and Passo Fundo), LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (MU Santo Ângelo and Erechim) and LATOSSOLO BRUNO Alumínico câmbico (MU Vacaria). It was evaluated the agricultural expansion since the beginning of the last century (1900), the OC losses from the soil erosion and microbial oxidation and the CO₂ emission or sequestration under for management scenarios with different C additions, soil tillage and erosion rates. It was estimated that during the period of agricultural expansion (1900-1980) with use of conventional tillage and cropping systems with low C addition, occurred a reduction of 31 to 45% of the original OC stock of the soils. The introduction of conservation tillage scenarios since 1981 recovered partially the OC lost. Considering the soil OC and CO₂ balance for the region (52506 km²), it was estimated the lost of 159517.0x10³ Mg of OC and the emission of 299562.10x10³ Mg of CO₂ to the atmosphere under the scenario 1(PC wheat/soybean, with fire). For the other scenarios it was estimated na increase of OC relative to scenario 1, reaching in the year of 2050, 68.5% (scenario 2 - PR wheat/soybean fireless), 92.7% (scenario 3 - wheat/soybean, oat/soybean, oat/corn) and 98.1% (scenario 4 - wheat/soybean, oat/corn) of the original OC stock of the soil. Under the scenario 4, due to high C addition cropping system (6.0 Mg ha⁻¹ year⁻¹) and no-tillage occurred a net CO₂ sequestration of 52173.32x10³ Mg, in the study area.
Index terms: CENTURY model; management scenarios; soil organic carbon; CO₂ emission and sequestration

¹ Doctorate thesis in Soil Science. Agronomy Faculty, Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS (172 p.) – August, 2002.

SUMÁRIO

Página

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 3 |
| 2.1. EXPANSÃO DA AGRICULTURA NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL..... | 3 |
| 2.2. Ciclo global do carbono | 6 |
| 2.3. Dinâmica da matéria orgânica no solo..... | 8 |
| 2.4. Modelos de simulação da dinâmica da matéria orgânica do solo | 14 |
| 2.4.1. Submodelo da matéria orgânica (MO) | 15 |
| 2.4.2. Estrutura e funcionamento do modelo | 20 |
| 3. HIPÓTESE..... | 24 |
| 4. OBJETIVOS | 24 |
| 5. MATERIAL E MÉTODOS | 25 |
| 5.1. Caracterização das regiões de estudo..... | 25 |
| 5.2. Seleção das áreas para a coleta das amostras de solo..... | 25 |
| 5.3. Coleta das amostras de solo..... | 29 |
| 5.4. Análises químicas e físicas..... | 29 |
| 5.4.1. Análise do carbono orgânico total..... | 29 |
| 5.4.2. Análise dos óxidos de ferro (Fe ditionito e Fe oxalato) | 29 |
| 5.4.3. Análise granulométrica..... | 29 |
| 5.4.4. Análise da densidade do solo | 30 |
| 5.5. Avaliação da expansão da agricultura nas Unidades de mapeamento..... | 30 |
| 5.6. Obtenção das variáveis de entrada do modelo..... | 31 |
| 5.7. Elaboração dos cenários de manejo..... | 32 |
| 5.8. Cálculo de balanço de CO no solo e emissão ou seqüestro de CO ₂ nas Unidades de Mapeamento | 36 |
| 5.8.1. Estimativa da área com vegetação original em cada UM | 36 |
| 5.8.2. Cálculo do estoque original de CO do solo para cada UM..... | 36 |
| 5.8.3. Estimativa das alterações de CO e emissão ou seqüestro de CO ₂ nas UM..... | 39 |
| 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 41 |
| 6.1. Expansão da agricultura nas regiões de estudo | 41 |
| 6.1.1. Regiões com vegetação original de campo | 41 |
| 6.1.2. Regiões com vegetação original de floresta | 46 |
| 6.2. Rendimento de grãos das culturas de soja, milho e trigo..... | 49 |
| 6.3. Dinâmica do CO do solo pela simulação dos cenários de manejo | 56 |

| | |
|--|------------|
| 6.3.1. Solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo..... | 56 |
| 6.3.1.1. Solo da Unidade de Mapeamento Cruz Alta (LVd) | 56 |
| 6.3.1.2. Solo da Unidade de Mapeamento Passo Fundo (LVd) ... | 66 |
| 6.3.1.3. Solo da Unidade de Mapeamento Santo Ângelo (LVdf).. | 73 |
| 6.3.1.4. Solo da Unidade de Mapeamento Vacaria (LBd) | 79 |
| 6.3.2. Solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta..... | 85 |
| 6.3.2.1. Solo da Unidade de Mapeamento Erechim (LVdf) | 85 |
| 6.3.2.2. Solo da Unidade de Mapeamento Santo Ângelo (LVdf).. | 93 |
| 6.4. Balanço de CO no solo e emissão ou seqüestro de CO ₂ atmosférico nas Unidades de Mapeamento | 99 |
| 6.4.1. Estimativa da área das Unidades de Mapeamento ocupadas pela vegetação original de campo e floresta..... | 99 |
| 6.4.2. Estimativa do estoque original de CO do solo nas Unidades de Mapeamento | 101 |
| 6.4.3. Estimativa da variação no conteúdo de CO do solo e emissão ou seqüestro de CO ₂ atmosférico nas Unidades de Mapeamento.. | 101 |
| 6.4.3.1. Unidade de Mapeamento Cruz Alta | 103 |
| 6.4.3.2. Unidade de Mapeamento Passo Fundo | 110 |
| 6.4.3.3. Unidade de Mapeamento Santo Ângelo | 116 |
| 6.4.3.4. Unidade de Mapeamento Erechim..... | 131 |
| 6.4.3.5. Unidade de Mapeamento Vacaria..... | 142 |
| 6.4.3.6. Todas as Unidades de Mapeamento | 148 |
| 7. CONCLUSÕES..... | 153 |
| 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 155 |
| 9. APÊNDICES | 162 |

RELAÇÃO DE TABELAS

| | Página |
|---|---------------|
| TABELA 1. Caracterização geral das regiões de estudo. | 26 |
| TABELA 2. Granulometria, óxidos de ferro e carbono orgânico total, na camada de 0 a 20 cm, nos solos das UM pertencentes às regiões com vegetação original de campo e floresta. | 27 |
| TABELA 3. Cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo. | 33 |
| TABELA 4. Cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta. | 34 |
| TABELA 5. Expansão da agricultura no município de Erechim, pertencente à região do Alto Uruguai..... | 47 |
| TABELA 6. Expansão média da agricultura nos municípios de Ijuí + Santa Rosa, pertencentes à região das Missões | 48 |
| TABELA 7. Rendimento médio de grãos e adição anual de carbono pela parte aérea das culturas de soja, milho e trigo, nos municípios pertencentes às regiões de campo e floresta. | 55 |
| TABELA 8. Descrição dos cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo..... | 57 |
| TABELA 9. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Cruz Alta, sob vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm | 62 |
| TABELA 10. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Passo Fundo, sob vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm | 70 |
| TABELA 11. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Santo Ângelo, sob vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm | 75 |
| TABELA 12. Estimativa das alterações no conteúdo de CO ((-) = perda e (+) = ganho) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM vacaria, sob | |

| | |
|--|-----|
| vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm | 83 |
| TABELA 13. Descrição dos cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta..... | 86 |
| TABELA 14. Estoque de CO nos compartimentos da floresta e do solo na condição estável (1900) e variação no conteúdo de CO pelos eventos de corte e queima da floresta, para o solo da Unidade de Mapeamento Erechim..... | 89 |
| TABELA 15. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Erechim, sob vegetação original de floresta, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm | 92 |
| TABELA 16. Estoque de CO nos compartimentos da floresta e do solo na condição estável (1900) e variação no conteúdo de CO pelos eventos de corte e queima da floresta, para o solo da Unidade de Mapeamento Santo Ângelo | 95 |
| TABELA 17. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Santo Ângelo, sob vegetação original de floresta, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm | 98 |
| TABELA 18. Estoque original de CO na camada de 0 a 20 cm nas Unidades de Mapeamento consideradas no trabalho..... | 102 |
| TABELA 19. Exemplo de cálculo do balanço de CO e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para o cenário de manejo 1 (UM Cruz Alta) | 106 |
| TABELA 20. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Cruz Alta, sob vegetação original de campo | 108 |
| TABELA 21. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Passo Fundo, sob vegetação original de campo | 112 |
| TABELA 22. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Santo ângelo, sob vegetação original de campo | 118 |
| TABELA 23. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Santo ângelo, sob vegetação original de floresta | 124 |
| TABELA 24. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Santo ângelo | 128 |
| TABELA 25. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento erechim, sob vegetação original de campo | 133 |

| | |
|--|-----|
| TABELA 26. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de floresta | 136 |
| TABELA 27. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Erechim | 140 |
| TABELA 28. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Vacaria, sob vegetação original de campo | 145 |
| TABELA 29. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO ₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a área total de estudo | 149 |

RELAÇÃO DE FIGURAS

Página

| | |
|--|----|
| FIGURA 1. Submodelo da MO (adaptado de Metherell et al., 1994)..... | 16 |
| FIGURA 2. Ambiente do modelo CENTURY, mostrando as relações entre os programas e a estrutura de arquivos (adaptado de Metherell et al., 1994)..... | 21 |
| FIGURA 3. Mapa de localização dos municípios onde foi realizada a coleta das amostras de solo..... | 28 |
| FIGURA 4. Mapa da vegetação original do Rio Grande do Sul..... | 37 |
| FIGURA 5. Mapa de localização das Unidades de Mapeamento utilizadas na simulação..... | 38 |
| FIGURA 6. Expansão da agricultura nas regiões com vegetação original de campo..... | 42 |
| FIGURA 7. Expansão da agricultura nas Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo..... | 45 |
| FIGURA 8. Expansão da agricultura nas Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta..... | 50 |
| FIGURA 9. Rendimento de grãos das culturas de soja, milho e trigo nos municípios pertencentes às regiões com vegetação original de campo..... | 51 |
| FIGURA 10. Rendimento de grãos das culturas de soja, milho e trigo nos municípios pertencentes às regiões com vegetação original de floresta..... | 52 |
| FIGURA 11. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e sem a compensação (b), para o solo da UM Cruz Alta (LVd), sob vegetação original de campo..... | 58 |
| FIGURA 12. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Cruz Alta (LVd), sob vegetação original de campo..... | 60 |
| FIGURA 13. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e sem a compensação (b), para o solo da UM Passo Fundo (LVd), sob vegetação original de campo..... | 67 |
| FIGURA 14. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Passo Fundo (LVd), sob vegetação original de campo..... | 69 |
| FIGURA 15. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e sem a compensação (b), | |

| | |
|--|-----|
| para o solo da UM Santo Ângelo(LVdf), sob vegetação original de campo..... | 74 |
| FIGURA 16. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Santo Ângelo (LVdf), sob vegetação original de campo. | 76 |
| FIGURA 17. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e sem a compensação (b), para o solo da UM Vacaria (LBa), sob vegetação original de campo..... | 80 |
| FIGURA 18. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Vacaria (LBa), sob vegetação original de campo..... | 82 |
| FIGURA 19. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e sem a compensação (b), para o solo da UM Erechim (LVdf), sob vegetação original de floresta. | 87 |
| FIGURA 20. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Erechim (LVdf), sob vegetação original de floresta..... | 91 |
| FIGURA 21. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e sem a compensação (b), para o solo da UM Santo Ângelo (LVdf), sob vegetação original de floresta..... | 94 |
| FIGURA 22. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Santo Ângelo (LVdf), sob vegetação original de floresta. | 97 |
| FIGURA 23. Mapa da vegetação original predominante nas Unidades de Mapeamento utilizadas na simulação. | 100 |
| FIGURA 24. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Cruz Alta, sob vegetação original de campo..... | 104 |
| FIGURA 25. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Cruz Alta, sob vegetação original de campo | 109 |
| FIGURA 26. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Passo Fundo, sob vegetação original de campo..... | 111 |
| FIGURA 27. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Passo Fundo, sob vegetação original de campo | 113 |
| FIGURA 28. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de campo..... | 117 |

| | |
|--|-----|
| FIGURA 29. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de campo | 119 |
| FIGURA 30. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de floresta. | 122 |
| FIGURA 31. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de floresta | 125 |
| FIGURA 32. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo | 129 |
| FIGURA 33. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de campo. | 132 |
| FIGURA 34. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de floresta. | 135 |
| FIGURA 35. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de floresta | 137 |
| FIGURA 36. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Erechim | 141 |
| FIGURA 37. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Vacaria, sob vegetação original de campo. | 143 |
| FIGURA 38. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Vacaria, sob vegetação original de campo | 146 |
| FIGURA 39. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a área total de estudo | 150 |

1. INTRODUÇÃO

A expansão da agricultura no Planalto do Rio Grande do Sul, tanto nas áreas de floresta como nas áreas de campo, foi marcada pela utilização de práticas de manejo inadequadas, envolvendo a utilização de sistemas de cultura com baixa adição de carbono e métodos de preparo com alto grau de revolvimento do solo. Estas práticas ocasionaram grandes perdas de solo por erosão e a redução no estoque original de matéria orgânica do solo, com a deterioração de seus atributos físicos, químicos e biológicos.

Atualmente, existe o consenso de que a presença de um teor adequado de matéria orgânica no solo é fundamental para a manutenção da sua capacidade produtiva. A redução dos estoques de matéria orgânica, além de afetar a qualidade do solo no desempenho de suas funções básicas, ocasiona impacto negativo no ambiente, pela emissão para a atmosfera de gás carbônico (CO₂) e outros gases do efeito estufa, tornando-se motivo de preocupação entre a comunidade científica e os diversos setores envolvidos com a atividade agrícola.

A preocupação do ponto de vista ambiental, reside no fato de que o solo é o principal reservatório temporário de carbono no ecossistema, contendo cerca de três vezes mais carbono do que a vegetação e o dobro do carbono existente na atmosfera (Lal e Logan, 1995). Além disso, a concentração de CO₂ na atmosfera tem aumentado constantemente nas últimas décadas, contribuindo para o aquecimento global do planeta (efeito estufa), sendo parte do aumento atribuído à atividade agrícola mundial. Por outro lado, com a utilização de práticas de manejo que contemplem o uso de sistemas de cultura com maior aporte de carbono via fitomassa, combinado a métodos de preparo

com menor grau de revolvimento, o solo pode atuar como armazenador de CO₂ atmosférico pelo incremento no conteúdo de matéria orgânica.

A quantificação das perdas históricas de carbono bem como o potencial de seqüestro de CO₂ pelo aumento no estoque de matéria orgânica dos solos ainda é um desafio a ser buscado, havendo a necessidade de avaliações em escala local e regional. Uma das ferramentas utilizadas para este objetivo são os modelos de simulação, os quais permitem avaliar a dinâmica da matéria orgânica para períodos de tempo maiores do que os alcançados pelos experimentos de campo. Entre os modelos existentes, o modelo CENTURY (Parton et al., 1987; Metherell et al., 1994) tem sido utilizado, em nível mundial, para a estimativa das alterações nos estoques de matéria orgânica ocasionadas pela agricultura.

Neste contexto, a presente pesquisa tem como finalidade a estimativa do impacto da agricultura sobre as reservas de carbono, em solos do Planalto do RS, bem como o potencial de recuperação dos estoques de C pela adoção de práticas de manejo adequadas, utilizando como ferramenta de avaliação o modelo CENTURY.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Expansão da agricultura no Planalto do Rio Grande do Sul

A expansão da agricultura no Rio Grande do Sul iniciou no começo do século XIX, com a chegada dos imigrantes europeus que estabeleceram-se, inicialmente, nas várzeas dos rios que formam a bacia do Guaíba. Posteriormente, foram ocupadas áreas de mata nas Encostas Superior e Inferior do Nordeste (Colônias Velhas"). Com o esgotamento da fertilidade natural dos solos e o aumento da população nas Colônias Velhas, seus descendentes deslocaram-se para novas áreas abertas para a colonização na zona florestal do Planalto Médio, Missões e Vale do Uruguai, as chamadas Colônias Novas (Mielniczuk, 1999a).

A expansão da agricultura nas Colônias Novas baseou-se no corte manual e queima da floresta e o plantio de culturas de subsistência com utilização de mão-de-obra familiar. O pequeno tamanho das propriedades e a família numerosa obrigavam a exploração intensiva do solo, o que provocou o rápido esgotamento da sua fertilidade natural (Brum, 1983). Segundo Feldens (1983), após alguns anos de cultivo, o rendimento das culturas decrescia, surgindo um fenômeno migratório dentro da propriedade. O colono abandonava a área de plantio e desbravava uma nova área ao lado. Na nova área, o processo se repetia, e ao longo do tempo, novas áreas eram abandonadas e outras cultivadas.

Com o declínio da matéria orgânica e nutrientes, os solos tornaram-se ácidos e improdutivos e algumas áreas começaram a ser abandonadas pelos agricultores. Em virtude da inviabilidade da agricultura e a falta de perspectivas, milhares de gaúchos migraram para outros Estados em busca de novas áreas

para a exploração agrícola. Shilling (1961), estimou em 500.000 o número de gaúchos presentes em outros Estados no ano de 1960.

Paralelo à zona Colonial em declínio, no começo dos anos 50 a agricultura expandiu-se para áreas de campo nas Regiões do Planalto Médio e Missões, inicialmente com a cultura do trigo e, no início da década de 70, com a cultura da soja. O advento da fertilização mineral e a introdução de equipamentos mecânicos possibilitaram a ocupação de grandes áreas, num sistema empresarial de exploração agrícola (Cassol, 1984). No entanto, a utilização de práticas inadequadas de manejo, como a excessiva mobilização do solo para a implantação das culturas, a queima dos resíduos culturais do trigo e a permanência do solo descoberto durante parte do ano, promoveram a deterioração das características originais dos solos. Estes fatores, combinados com um padrão de chuvas intensas durante o ano nestas Regiões, causaram elevadas perdas de solo por erosão e o declínio da matéria orgânica, reduzindo a capacidade produtiva dos solos.

Na década de 70, iniciaram-se as pesquisas em manejo e conservação do solo no Estado, com os primeiros resultados mostrando a redução nos estoques de matéria orgânica e deterioração de atributos físicos dos solos do Planalto, quando da passagem da mata para a agricultura convencional (Machado e Brum, 1978; Cintra, 1980). Machado e Brum (1978) avaliando a alteração de parâmetros físicos num Latossolo Roxo distrófico (UM Santo Ângelo), com o sistema de cultura trigo/soja, preparo convencional e queima dos resíduos culturais do trigo, num período de 6 anos, observaram redução no teor de MO, macroporosidade e porosidade total e aumento na densidade e microporosidade do solo.

Cintra et al. (1980), avaliando a infiltração de água no solo, após 120 minutos de teste, num Latossolo Roxo Distrófico (UM Erechim) de Espumoso, observou uma velocidade de infiltração de $31,4 \text{ cm h}^{-1}$ na mata nativa, enquanto que na lavoura convencional (sucessão trigo-soja) a velocidade de infiltração foi reduzida para apenas $0,6 \text{ cm h}^{-1}$. Além da degradação física dos solos pelo mau manejo, também foram observadas altas perdas de solo por erosão. Neste sentido, Cassol et al. (1980) avaliando as perdas de solo por erosão num Latossolo em Ijuí com a sucessão trigo/soja, envolvendo diferentes métodos de preparo do solo, observaram perdas médias de solo no período de

1978 a 1981 de $8,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ no preparo convencional, $2,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ no preparo reduzido e $0,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ no plantio direto. Já Wünsche e Denardin (1980), avaliando as perdas de solo sob chuva natural, em três métodos de preparo do solo para a sucessão trigo/soja, num Latossolo Vermelho Escuro (UM Passo Fundo), observaram as maiores perdas médias para o período de 1976 a 1980, sob preparo convencional e com a queima da palha do trigo ($12,8 \text{ Mg ha}^{-1}$), enquanto que as perdas de solo foram reduzidas para $3,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ com a incorporação da palha de trigo e $1,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ sob plantio direto e palha na superfície.

Os resultados de pesquisa, evidenciaram a necessidade de mudanças nas práticas de manejo utilizadas pelos agricultores, como forma de reverter a intensa degradação dos solos. Neste sentido, num esforço conjunto entre órgãos de pesquisa e extensão, foram elaborados dois projetos de fundamental importância para a Região do Planalto. O primeiro, denominado Operação Tatu, foi implementado no final da década de 60 na zona colonial, com o objetivo principal de recuperar a fertilidade dos solos, pela aplicação de calcário e fertilizantes. A adesão ao projeto pelos agricultores teve reflexos positivos no aumento da produtividade das principais culturas, e áreas que estavam sendo abandonadas, tornaram-se novamente produtivas, iniciando uma nova fase de progresso na região (Mielniczuk, 1999a).

O segundo projeto, denominado Projeto Integrado de Uso e Conservação do Solo - PIUCS (Wünsche et al., 1980), foi implementado no final da década de 70, abrangendo as Regiões Fisiográficas do Planalto Médio, do Alto Uruguai e das Missões. O mesmo estava centrado nas práticas de manejo visando a redução do preparo do solo, com a substituição gradual do arado e da grade pelo escarificador e, posteriormente, a adoção do plantio direto; a eliminação da queima da palha de trigo e outros cereais de inverno; e a introdução de culturas de cobertura nas áreas sob pousio no inverno.

Após os 4 anos de atuação do projeto, começaram a aparecer os primeiros resultados. O terraço deixou de ser sinônimo de conservação do solo, a queima da palha de trigo foi praticamente eliminada, o solo passou a ser menos mobilizado e começaram a ser utilizadas culturas de coberturas no inverno (Mielniczuk et al, 1983). Segundo levantamento realizado pela EMATER/RS, no ano de 1984, na área de abrangência do projeto, a queima da

palha dos cereais de inverno ficou reduzida a menos de 1% da área. Houve a diminuição significativa na intensidade de preparo primário do solo, com a substituição do arado pelo escarificador. O preparo reduzido do solo passou a ser empregado em 43% da área avaliada, o preparo convencional ficou limitado a 26%, enquanto que o plantio direto foi utilizado em 31% da área (Denardin e Kochhann, comunicação pessoal).

Outra mudança importante no sistema de manejo, foi a utilização de plantas de cobertura de solo em substituição ao pousio de inverno, atingindo áreas significativas de lavoura. Em levantamento efetuado pela EMATER/RS na metade da década de 80, em 71 municípios da Região do Planalto Médio abrangidos pelo PIUCS, metade da área de lavoura de inverno foi ocupada por culturas de cobertura, principalmente aveia preta e tremoço.

A implantação destes projetos, além de proporcionar a recuperação dos solos do Planalto, promoveu a mudança de comportamento dos diversos segmentos envolvidos no setor agrícola, servindo como embrião para o desenvolvimento atual de uma agricultura mais comprometida com a preservação ambiental.

2.2. Ciclo global do Carbono

Numa escala global, o carbono circula entre 3 grandes reservatórios: o oceano, a atmosfera e os ecossistemas terrestres (solo e biota). Um quarto reservatório, o geológico (óleo, carvão, gás natural e carbono mineral), consiste de carbono inativo ou não circulante (Jonhson, 1995). Devido a estreita relação entre os compartimentos, a alteração num destes provoca mudanças nos demais.

Os solos do mundo são um importante componente do ciclo global do carbono. A quantidade estimada de C armazenado no solo, até a profundidade de 100 cm, na forma de matéria orgânica (1500 Pg; 1Pg = 10^{15} g), é o maior compartimento terrestre, sendo três vezes maior que o compartimento de C na biosfera (550 Pg) e duas vezes superior ao compartimento de C na atmosfera, estimado em 750 Pg (Eswaran et al., 1993; Houghton, 1995; Batjes, 1996; Lal, 1997). Desta forma, além da função de produzir alimentos e fibras para a população, o solo desempenha um papel importante na regulação ambiental,

uma vez que pequenas alterações no estoque de MO do solo promovem alterações significativas na atmosfera.

Antes da interferência humana no ambiente, o fluxo de C entre os reservatórios encontrava-se em equilíbrio. Nesta condição, a liberação de C para a atmosfera pelos processos de respiração da biota e da decomposição da matéria orgânica do solo era contrabalanceada pela retirada de C da atmosfera pela fotossíntese. Da mesma forma, a troca de C entre os oceanos e a atmosfera eram equivalentes (Taylor e Mc Cracken, 1990).

Em nível mundial, transformação de sistemas naturais (florestas e campos naturais) em sistemas agrícolas, especialmente a partir do século 18, ocasionaram profundas mudanças no ciclo do C terrestre. A queima da vegetação e o preparo intensivo do solo ocasionaram o declínio da MO do solo transformando-o numa fonte de CO₂ para a atmosfera

Atualmente, a atividade agrícola mundial, juntamente com a queima de combustíveis fósseis pela indústria, são responsáveis pela emissão líquida anual de 3,2 Pg de C na atmosfera (Lal, 1997), provocando o aumento na concentração de CO₂ e outros gases (CH₄, N₂O). Segundo Lal et al. (1999) a concentração atual de CO₂ na atmosfera (356 ppm) aumentou cerca de 30% em relação à existente no período pré-industrial (278 ppm), sendo que a maior parte deste aumento ocorreu nas últimas décadas.

Entre a comunidade científica existe o consenso de que o aumento na emissão de gases na atmosfera é responsável pelo aquecimento verificado do planeta (efeito estufa). Segundo Houghton (1995) a década de 90 tem sido a mais quente do milênio e estimativas indicam que no ano de 2050 a temperatura média anual do planeta poderá aumentar em até 3 °C (Buol et al., 1990). Entre as possíveis conseqüências do efeito estufa, esperam-se alterações no ciclo hidrológico, com aumento na frequência de eventos climáticos extremos como secas e inundações (Patterson e Flint, 1990) e o aumento do nível médio do mar em aproximadamente 50 cm no final do próximo século, o que provocará a inundação em áreas de países situados próximos ao nível do mar (Houghton, 1995).

Do ponto de vista biológico, o aumento da temperatura poderá encurtar o ciclo das culturas e representar antecipações nas épocas de semeadura e colheita. Nos países tropicais, como o Brasil, poderá haver uma redução de até

10 % no potencial produtivo devido a maior evaporação e conseqüente estresse hídrico (Amado e Reinert, 1999). Outra consequência esperada pelo aumento da temperatura será a redução no conteúdo de MO dos solos (Buol et al., 1990).

Por outro lado, através de práticas adequadas de manejo, o solo pode atuar como um armazenador de carbono, contribuindo para a redução do efeito estufa. Lal (1997) e Bruce et al. (1999) apontam várias estratégias para o seqüestro de C no solo, entre elas, o uso de culturas com alta produção de biomassa e adição de C, a eliminação do pousio e da queima dos resíduos culturais e o uso de sistemas conservacionistas de manejo (preparo reduzido e plantio direto).

O potencial de armazenamento de C dos solos vai depender das condições climáticas (precipitação e temperatura), do tipo de solo (mineralogia e textura) e do manejo (adição de resíduos e preparo do solo). Em função disso faz-se necessário abordar à dinâmica da MO no solo e os fatores que influem na sua dinâmica.

2.3 Dinâmica da Matéria orgânica no solo

A matéria orgânica (MO) é considerada um atributo chave para a manutenção da qualidade e produtividade dos solos agrícolas. Especialmente nos solos das regiões tropicais e subtropicais, altamente intemperizados e naturalmente pobres em nutrientes, a MO representa a principal fonte e reservatório de nutrientes para as plantas (Feller e Beare, 1997), além de influenciar na agregação e estabilização dos agregados, infiltração e retenção de água, resistência do solo à erosão, atividade biológica, CTC e lixiviação de nutrientes (Mielniczuk, 1999b).

Na natureza, o solo comporta-se como um sistema aberto, onde ocorrem trocas de matéria e energia com o ambiente (Addiscot, 1995). O conteúdo de MO do solo é resultante do balanço entre as adições e perdas de carbono do sistema. A adição de carbono se dá através da fotossíntese pelas plantas, com a formação da biomassa vegetal (parte aérea e raízes). As perdas de carbono do sistema ocorrem pelos processos de decomposição microbiana da MO do solo, lixiviação de compostos orgânicos e erosão.

Em sistemas sob vegetação natural (floresta e campo nativo), as adições e perdas de carbono se equivalem e o conteúdo de MO permanece estável no tempo. Quando o sistema estável é alterado antropicamente, normalmente as perdas de carbono superam as adições e o conteúdo de MO decresce ao longo do tempo até atingir um novo teor estável, porém inferior ao valor original. A magnitude destas alterações depende principalmente do tipo de solo, das condições climáticas (temperatura e precipitação) e do sistema de manejo utilizado (método de preparo do solo e sistema de cultura utilizado).

Sistemas agrícolas que envolvam métodos de preparo com revolvimento excessivo do solo combinado a práticas de manejo com baixa adição de carbono (pousio, queima ou remoção dos resíduos vegetais) determinam uma redução acentuada nos estoques de MO do solo (Bayer, 1996). As perdas são maiores em solos de regiões tropicais e subtropicais onde as altas temperaturas e umidade durante o ano, intensificam os processos de natureza biológica (Stevenson, 1982). Nestas regiões, as perdas de MO podem ultrapassar 50% dos valores originais nos primeiros anos de cultivo (Sanchez, 1976; Greenland et al., 1982).

Neste sentido, Pöttker (1977), avaliando o comportamento da MO em solos de 10 Unidades de Mapeamento do RS, cultivados com a sucessão trigo/soja e preparo convencional, observou redução de 40 a 50% no estoque original de MO dos solos, num período de 15 anos. Estas perdas são superiores às verificadas em regiões de clima temperado, como os resultados obtidos por Smith et al. (1997) em solos do Canadá, onde as reduções no estoque de MO foram inferiores a 30% num período de 80 anos de cultivo.

Resultados de pesquisas sobre a dinâmica da MO em sistemas agrícolas têm demonstrado que a mesma é composta por várias frações ou compartimentos, com diferenças na composição, estabilidade e tempo de permanência no solo. Do ponto de vista da estabilidade, a MO pode ser dividida em uma fração lábil (não protegida) e uma fração estável ou protegida (Theng et al., 1989; Duxbury et al., 1989). A fração lábil (>53 μm) é composta por resíduos de plantas e animais parcialmente decompostos (MO particulada ou fração leve), e pela biomassa microbiana. Esta fração representa cerca de 1/3 da MO total do solo, possui um tempo de permanência relativamente curto no solo e tem como principais funções o fornecimento de carbono e energia

aos microorganismos e de nutrientes às plantas, além de atuar sobre a agregação temporária e CTC (Theng et al., 1989). A fração estável da MO (<53 μm) é composta de substâncias húmicas e outras macromoléculas. Possui maior tempo de permanência no solo, cuja principal função é atuar sobre processos físicos e químicos do solo, como agregação permanente e CTC (Theng et al., 1989; Duxbury et al., 1989).

A diferença na estabilidade das frações da MO à decomposição microbiana pode ser determinada pela complexidade química dos compostos orgânicos (estabilidade química) ou pela sua interação com a fração mineral, conhecida como estabilidade física (Duxbury et al., 1989). Segundo estes autores, a estrutura química das moléculas orgânicas (estabilidade química) é insuficiente para explicar a grande variação de idade e tempo de permanência no solo. Esta afirmação é baseada em estudos onde frações orgânicas com centenas de anos, quanto extraídas e adicionadas ao solo, apresentaram uma meia vida de semanas (Duxbury et al., 1989).

Para Baldock e Skjemstad (2000), a extensão com que os estágios de decomposição da MO prosseguem, depende da presença de mecanismos de proteção capazes de aumentar a estabilidade biológica da fração orgânica. Em condições onde os mecanismos de proteção são menos operantes, como por exemplo em camadas de liteira de florestas, a estabilidade biológica pode ser totalmente controlada pela recalcitrância oferecida pela estrutura química da MO. Neste caso, existem condições adequadas para a população microbiana degradar as formas de CO presentes. Por outro lado, quando em contato com o solo, toda a fração orgânica ou componentes específicos poderão acumular, em função da presença de mecanismos de proteção oferecidos pela interação com a fração mineral.

Segundo Duxbury et al. (1989), a interação da MO com a fração mineral (estabilidade física) pode ser dividida em proteção física estrutural e proteção física coloidal. A proteção estrutural é decorrente da formação dos agregados no solo, estando a MO localizada no interior agregados, protegida da ação dos microorganismos. O modelo de formação dos agregados envolve duas unidades básicas, os microagregados (< 250 μm de diâmetro) e os macroagregados (> 250 μm de diâmetro) (Edward e Bremner, 1967; Tisdall e Oades, 1982). Os microagregados são formados pela associação das

substâncias húmicas com argilominerais e óxidos de Fe e Al. Através da ação cimentante dos polissacarídeos e substâncias húmicas, os microagregados unem-se uns aos outros e com outros componentes, como fragmentos de material orgânico em decomposição (MO particulada) e partículas de areia, formando os macroagregados. Neste processo, a ação física de entrelaçamento dos microagregados, exercida pelas raízes das plantas e hifas de fungos, também são importantes (Haynes e Beare, 1996).

Segundo Tisdall e Oades (1982) os principais ligantes orgânicos responsáveis pela estabilização dos macroagregados são os polissacarídeos, raízes e hifas de fungos. Devido a curta duração destes compostos no solo, a macroagregação é dependente da adição contínua de material orgânico ao solo. Desta forma, se o solo é mantido descoberto ou com baixa adição de resíduos, ocorre a perda da estabilidade dos macroagregados e o conteúdo de MO decresce. O preparo do solo, por ocasionar a ruptura mecânica dos agregados, expondo o carbono protegido no seu interior à ação dos microorganismos, também é um fator de redução dos estoques de MO.

Por outro lado, na estabilização dos microagregados, os agentes ligantes são persistentes e envolvem interações entre as substâncias húmicas e a fração mineral do solo, conferindo alta estabilidade aos complexos formados (Tisdall e Oades, 1982; Duxbury et al., 1989). Neste caso, o preparo do solo deve apresentar um menor efeito sobre esta fração (Duxbury et al., 1989), embora Feller e Beare (1997) tenham observado perdas da MO ligada à fração mineral, mesmo em solos argilosos de regiões tropicais.

Segundo Duxbury et al. (1989), a estabilidade coloidal, é resultante das interações entre os grupos funcionais da MO com a superfície dos argilominerais e óxidos (complexo organomineral). Neste caso, os mecanismos de interação dependem dos grupos funcionais envolvidos, do tipo de carga predominante no mineral, da presença de cátions metálicos e das condições do meio. Segundo Sposito (1989) e Cornejo e Hermosín (1996), os principais grupos funcionais da MO que participam das interações com a fração mineral do solo, são os grupos carboxílicos e OH fenólico. Em função do baixo PCZ (em torno de 3,0) estes grupos normalmente apresentam carga líquida negativa no solo. Em solos onde predominam argilominerais 2:1, com carga permanente negativa, a interação pode ocorrer através de ponte de cátions, especialmente

cátions polivalentes, como Ca^{++} , Al^{+++} e Fe^{+++} . Neste caso, o cátion forma uma ponte entre a carga negativa da superfície do mineral e a carga negativa da MO.

Para os solos intemperizados das regiões tropicais e subtropicais, com predominância de argilominerais e óxidos com carga variável, o principal mecanismo de interação é a ligação por coordenação (troca de ligantes), que consiste na coordenação direta dos grupos funcionais da MO com os átomos de Fe e Al da superfície dos óxidos (Parfitt et al., 1977; Sposito, 1989; Cornejo e Hermosin, 1996). Gu et al. (1994) também indicaram que a troca de ligantes entre os grupos funcionais carboxila e hidroxila da MO e a superfície dos óxidos de Fe, foi o mecanismo de interação predominante, especialmente sob condições de pH ácido ou levemente ácido. Segundo Duxbury et al. (1989) a estabilidade da MO ligada à superfície dos minerais (proteção coloidal) é muito alta, sendo afetada em menor grau pelo manejo do solo.

A quantidade de MO armazenada no solo, portanto, é a soma da MO contida nos diferentes compartimentos, os quais são dinâmicos e mutuamente dependentes. A alteração em um compartimento provocará mudanças nos demais. Por exemplo, sistemas de manejo com baixa adição de resíduos no solo (pousio, remoção ou queima) comprometerão a fração lábil que, pelas suas características, é dependente da adição contínua de C via fitomassa. A redução do CO nesta fração poderá afetar a fração estável, com a perda da estabilidade dos agregados e redução no teor de MO do solo. As alterações serão mais acentuadas em sistemas com grande revolvimento do solo (preparo convencional) e em solos com menor capacidade de proteção do CO (arenosos).

Neste sentido, Dalal e Mayer (1986a), avaliando o comportamento da MO em 6 solos da Austrália com a sucessão trigo-soja e preparo convencional, durante um período de 70 anos, observaram que as perdas de CO foram exponenciais e variaram de 19 a 45% em relação ao solos sob condição natural. As maiores taxas de perdas ocorreram na fração lábil do solo, sendo de 2 a 11 vezes maiores que na fração estável (Dalal e Mayer, 1986 b).

Bayer (1996) comparou as taxas de perda de CO em dois solos do Rio Grande do Sul nos sistemas de preparo convencional e plantio direto. Em primeiro lugar, o autor observou que as taxas anuais de perda de C foram bem

maiores no Argissolo Vermelho (5,4% no PC e 2,9 % no PD) em relação ao Latossolo Vermelho (1,4% no PC e 1,2 % no PD). Em segundo lugar, o efeito do preparo do solo sobre as perdas de CO foi mais intenso no primeiro do que no segundo solo. Estas diferenças foram atribuídas a maior concentração de argila e óxidos de Fe no Latossolo, conferindo maior grau de proteção da MO à decomposição.

Resultados de pesquisas realizadas em solos da região sul do Brasil (Bayer, 1996; Pillon, 1999; Ribeiro e Bayer, 1998) mostraram que a maior proporção da MO (cerca de 80%) encontrava-se nas frações associadas a minerais ($< 53 \mu\text{m}$). Embora, em termos relativos, as maiores perdas de CO tenham ocorrido na fração lábil, em termos absolutos, foi na fração estável onde foram observadas as maiores alterações de CO. Conseqüentemente, pequenas perdas de CO nesta fração afetam negativamente diversos atributos relacionados à qualidade do solo (agregação, CTC, resistência do solo à erosão, entre outros).

Por outro lado, quando as adições de C superam as perdas, ocorre o aumento da MO no solo. Em sistemas agrícolas, o aumento da MO pode ser obtido através da utilização de culturas com alta produção de resíduos vegetais, combinado com métodos de preparo com mínimo revolvimento do solo (plantio direto). O potencial de acúmulo de CO no solo provavelmente irá diferir entre os solos, dependendo das taxas de aporte de C via fitomassa e da presença de mecanismos de proteção da fração orgânica à decomposição.

Bayer (1996), em experimento iniciado em 1985 num Argissolo Vermelho do RS, envolvendo diferentes graus de revolvimento do solo e adições de C por sistemas de cultura, observou, após 9 anos, que o sistema aveia+vica/milho+caupi (maior adição de C) e plantio direto (menor taxa de perda de CO) promoveu um acúmulo de 11 Mg ha^{-1} de CO na camada de 0-17,5 cm, em relação ao sistema aveia/milho e preparo convencional. Em trabalho realizado no mesmo solo, Pillon (1999) observou que os sistemas lablab/milho e aveia+vica/milho+caupi sob plantio direto, após 16 anos, apresentaram um incremento nos estoques de CO de $10,17 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $6,74 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente, em relação ao sistema pousio/milho.

De maneira geral, a avaliação do efeito de sistemas de manejo conservacionistas tem demonstrado que o processo de acúmulo de MO no solo

é lento, necessitando de médio a longo prazo para que diferenças expressivas sejam observadas. O uso de modelos de simulação permite extrapolar o período experimental e auxiliar na interpretação e previsão das alterações nas reservas de MO para períodos de tempo maiores.

2.4. Modelos de simulação da dinâmica da Matéria orgânica do solo

Atualmente, existe um grande número de modelos de simulação que descrevem o comportamento da matéria orgânica do solo. A complexidade dos modelos é variável, desde os que consideram a MO como sendo composta por um compartimento (Modelos Unicompartimentais), até aqueles que dividem a MO em diversas frações ou compartimentos (Modelos Multicompartimentais).

Os modelos unicompartimentais apresentam como principal vantagem a sua simplicidade, uma vez que ao considerar a MO como sendo uniforme no solo, necessitam de um pequeno número de dados para a sua aplicação e verificação das predições, levando à obtenção de taxas médias de decomposição, específicas para as condições de cada local (tipo de solo, condições climáticas e sistema de manejo do solo). Por outro lado, uma limitação deste tipo de modelo reside no fato de considerar a MO uniforme no solo, enquanto que a mesma é composta por várias frações, com tempos de residência diferentes no solo, seja pela sua composição química ou pela interação com a fração mineral do solo, alterando a taxa de transferência de CO entre os compartimentos. Já os modelos multicompartimentais, por considerar compartimentos orgânicos com diferenças na composição, grau de estabilização e tempo de permanência no solo, permitem um melhor entendimento da dinâmica da MO.

Entre os modelos multicompartimentais, o modelo CENTURY é um dos mais utilizados em nível mundial. A primeira versão do modelo (Parton et al., 1987), foi desenvolvida para simular a dinâmica do sistema solo-planta para as pastagens nativas da Planície Central dos Estados Unidos. Posteriormente, foram feitas modificações na versão original, possibilitando a simulação da MO para outros ecossistemas. A versão atual do modelo, CENTURY V 4.0 (Metherell et al., 1994) é composta de vários submodelos, permitindo a simulação da produção de plantas, ciclagem de nutrientes (N, P e S) e a

dinâmica da MO para sistemas de campo nativo, floresta, savana e culturas agrícolas.

4.4.1. Submodelo da matéria orgânica (MO)

O submodelo da MO é dividido em oito compartimentos, segundo o tempo de reciclagem, ou seja, o período médio de tempo até que o CO do compartimento seja decomposto (Figura 1). O modelo possui quatro compartimentos de planta (estrutural e metabólico, da superfície e do solo), um compartimento microbiano superficial associado à liteira em decomposição na superfície, e três compartimentos de solo (ativo, lento e passivo).

Os compostos orgânicos dos resíduos da planta adicionados ao solo (parte aérea e raízes), são divididos nos *compartimentos estrutural* e *metabólico* segundo a relação lignina/nitrogênio (L/N), de acordo com a equação:

$$FM = 0,85 - 0,018 L/N \quad (1), \text{ onde:}$$

FM = fração do resíduo que vai para o compartimento metabólico. De acordo com a equação, quanto maior a relação C/N, maior será o compartimento estrutural.

O *compartimento metabólico* é constituído pelo conteúdo intracelular das células vegetais, é de fácil decomposição e possui um tempo de permanência curto (0,1 a 1,0 ano). O *compartimento estrutural* é constituído pela parede celular dos resíduos vegetais, sua decomposição é mais lenta e possui um tempo de permanência que varia entre 1 a 5 anos.

O modelo considera que toda a fração lignina decomposta *no compartimento estrutural* (1 e 3) é incorporada diretamente no *compartimento lento* (7), enquanto que os demais compostos carbonados seguem dois caminhos diferentes: o CO do *compartimento estrutural superficial* (1) é incorporado no *compartimento microbiano superficial* (5), enquanto que o CO do *compartimento estrutural do solo* (3) é incorporado diretamente no *compartimento ativo* do solo (6). Os produtos de decomposição dos *compartimentos metabólicos* (2 e 4), também seguem estes dois caminhos.

Os compartimentos de CO do solo, são divididos em ativo (6), lento (7) e passivo (8). O *compartimento ativo* (6) é constituído pela biomassa (microbiana e de plantas) e seus produtos de decomposição. Seus produtos são de fácil

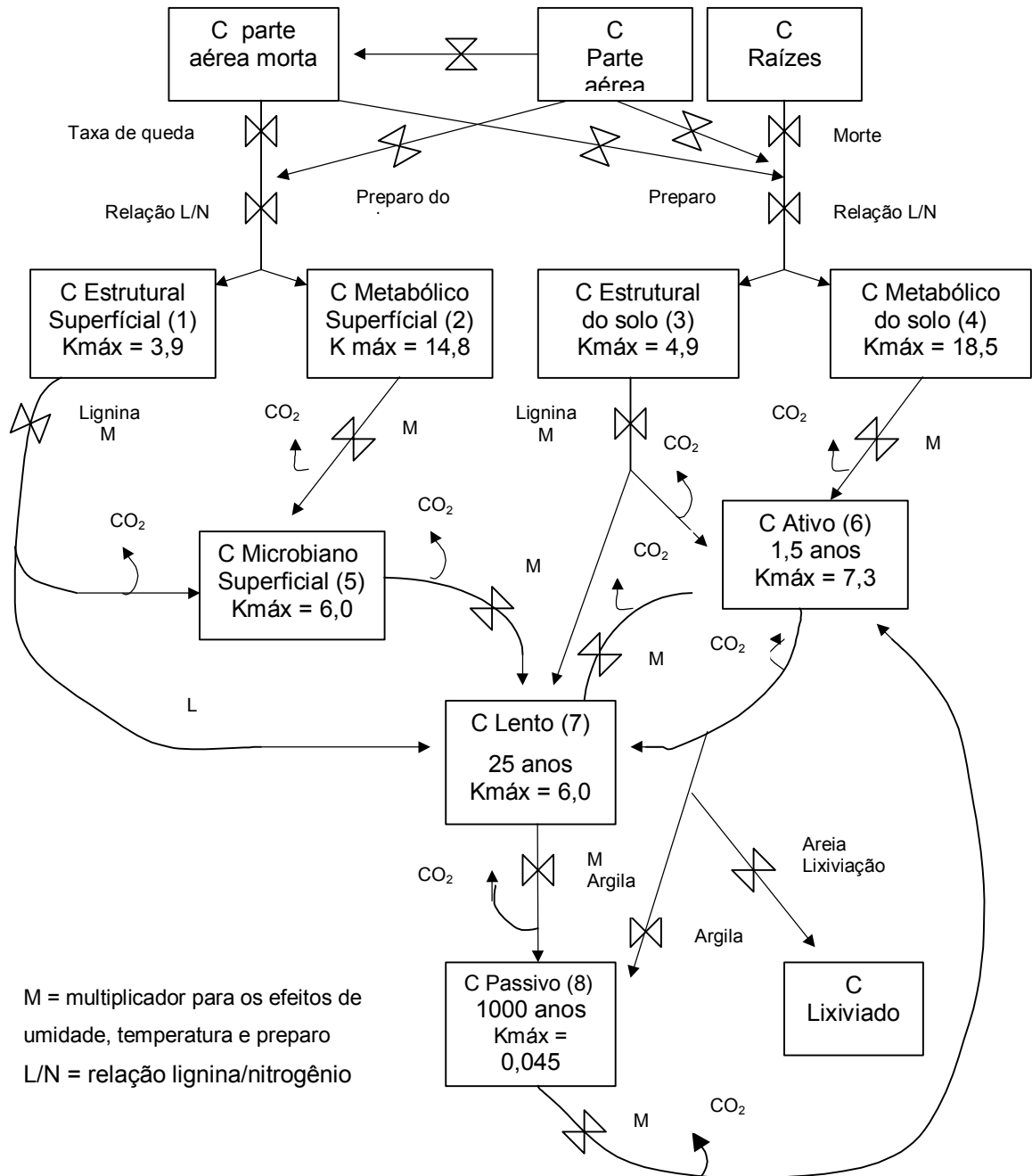


FIGURA 1. Submodelo da MO (adaptado de Metherell et al., 1994).

decomposição, com um tempo de permanência no solo que varia de meses a poucos anos (máximo 3 anos). Este compartimento representa entre 2 a 5% do CO total do solo. O *compartimento lento* (7), inclui materiais resistentes derivados do compartimento estrutural (1 e 3) e produtos microbianos estabilizados no solo, derivados dos compartimentos ativo (6) e do microbiano superficial (5). É mais resistente à decomposição que o compartimento ativo, em parte porque suas moléculas podem estar protegidas fisicamente ou interagindo com a fração mineral do solo. Este compartimento possui um tempo de permanência no solo de 20 a 50 anos. O *compartimento passivo* (8), é muito resistente à decomposição e inclui compostos orgânicos recalcitrantes ou que podem estar física ou quimicamente protegidos. Este compartimento corresponde a, aproximadamente, 30 a 50% do CO total do solo e seu de permanência no solo varia de 400 a 2000 anos (Parton et al., 1987; Metherell et al., 1994; Leal, 1996).

O modelo assume que a decomposição dos compostos orgânicos de cada compartimento é de natureza microbiana, com uma perda associada de CO₂, devido à respiração dos microorganismos. O tempo de permanência do CO nos compartimentos, é uma função da taxa de decomposição máxima de cada compartimento (K_i) e de um fator que leva em consideração o efeito do ambiente do solo (umidade e temperatura) sobre a atividade microbiana. Este efeito, é estimado através da equação:

$$dCO_i/dt = K_i \cdot M_d \cdot T_d \cdot CO_i \quad (2), \text{ onde:}$$

dCO_i/dt = variação da quantidade de CO em cada compartimento; K_i = taxa de decomposição máxima (semanal) de cada compartimento; M_d = razão entre a precipitação total mensal e da taxa de evapotranspiração potencial; T_d = temperatura média mensal do solo; CO_i = quantidade inicial de CO em cada compartimento.

O preparo do solo é outro fator que afeta a taxa de decomposição dos compartimentos. Quando é realizado o preparo, ocorre o aumento na decomposição dos resíduos vegetais (da superfície e do solo) e a sua transferência para os compartimentos do solo (6, 7 e 8), bem como o aumento na taxa de decomposição destes compartimentos (Parton et al., 1987; Metherell et al., 1994).

A composição granulometria do solo também afeta a taxa de decomposição e o fluxo de CO entre os compartimentos. A taxa de decomposição do *compartimento ativo* (6) e sua eficiência de estabilização (ES) no *compartimento lento* (7), são afetadas pela textura, segundo a equação:

$$CA = K5 \cdot (1 - 0,75 S+A) \quad (3) \quad \text{e} \quad ES = 0,17 - 0,68 A \quad (4), \text{ onde:}$$

CA = compartimento ativo;

S+A = fração silte + argila;

ES = fração do CO perdido como CO₂ quando o compartimento (6) é decomposto e transferido para o compartimento (7); e

A = fração areia.

Segundo as equações 3 e 4, quanto mais arenoso for o solo, maior será a taxa de decomposição do compartimento ativo e as perdas de CO como CO₂ (menor ES). Conseqüentemente, menor quantidade de CO será transferida do compartimento ativo para o lento.

A transferência de CO do compartimento ativo (6) para o lento (7) é a fração que se decompõe no compartimento, descontadas a perda como CO₂ e o fluxo de CO para o *compartimento passivo* (T6-8). Este último fluxo é regulado pela equação:

$$T6-8 = 0,003 + 0,032 A \quad (5), \text{ onde:}$$

A = percentagem de argila do solo.

A transferência de C do compartimento lento (7) para o passivo (8), é regulado pela equação:

$$T7-8 = 0,003 + 0,009 A \quad (6), \text{ onde:}$$

A = é a percentagem de argila do solo.

A transferência de CO do compartimento (7) para (6) é a fração do CO que se decompõe no compartimento (7), descontadas a perda como CO₂ e o fluxo de CO para o compartimento (8) (T7-8).

Devido a sua versatilidade, o modelo tem sido bastante utilizado, principalmente em trabalhos realizados em Países de clima temperado. Nesta condição, o modelo mostrou-se eficaz na simulação da dinâmica da MO tanto em experimentos de campo (Parton et al., 1987; Paustian et al., 1992; Parton e Rasmussen, 1994), como na avaliação do impacto da agricultura sobre os estoque de CO do solo e sobre a emissão/seqüestro de CO₂ da atmosfera, em

nível regional e nacional (Donigian et al., 1995; Smith et al., 1997; Patwardhan et al., 1998).

A utilização do modelo para o estudo da dinâmica da MO dos solos nas regiões tropicais e subtropicais é mais recente. Uma das dificuldades que tem limitado o seu uso nestas regiões é o pequeno número de experimentos de longa duração, os quais são necessários para a parametrização e validação do modelo, necessários para a comparação dos resultados obtidos com aqueles estimados pelo modelo.

Neste sentido, trabalhos realizados utilizando o modelo CENTURY, mostraram respostas diferenciadas. Silveira et al. (2000), verificaram que o modelo simulou corretamente a produção de matéria seca e o estoque original de CO de um Latossolo sob vegetação de floresta subtropical, localizado na bacia do rio Piracicaba (São Paulo), bem como a alteração no estoque de CO quando da transição da floresta para o cultivo de cana-de-açúcar por um período de 12 e 50 anos.

Por outro lado, Parfitt et al. (1997) utilizando o modelo para a simulação do comportamento do CO em dois solos tropicais com textura semelhante, porém com diferenças na mineralogia, observaram que para o Inceptisol, com predomínio de mica+vermiculita na fração argila, os valores simulados de CO foram semelhantes aos observado a campo. Porém no Andisol, com predomínio de minerais com alta área superficial específica (alofana e ferridrita) e alta interação com a fração orgânica, o modelo superestimou a perda de CO. Segundo os autores, para a correta simulação neste solo, seria necessário a inclusão, na estrutura do modelo, de um parâmetro relativo ao tipo de argila, como a área superficial específica..

Fernandes (2002), propôs a necessidade de inclusão de um coeficiente que representasse a influência da agregação sobre a proteção física e coloidal da MO no interior dos agregados de solos degradados em processo de recuperação do conteúdo de MO, uma vez que o modelo não considera este efeito. Segundo a autora, isto poderia ser feito alterando-se os parâmetros das equações 3 e 4, via aumento da taxa de decomposição do CO do compartimento ativo e sua eficiência de conversão em CO lento ou pela redução na taxa de decomposição do CO lento.

De uma maneira geral, os resultados de pesquisa com a utilização do modelo CENTURY em solos de regiões tropicais e subtropicais têm demonstrado que o mesmo apresenta-se como uma ferramenta promissora no estudo da dinâmica da MO.

4.4.2 Estrutura e funcionamento do Modelo

O ambiente CENTURY consiste do modelo CENTURY, o qual utiliza um programa de saída de dados (LIST 100) e dois utilitários: FILE 100 e EVENT 100 (Figura 2).

O programa FILE 100, contém 12 arquivos de dados, sendo que cada arquivo é composto por um conjunto de variáveis padrões. Por exemplo, o arquivo CROP.100 é composto pelas variáveis relativas às culturas. Neste arquivo, existem várias opções de culturas que podem ser utilizadas na simulação (trigo, soja, milho, pastagem, etc.). Já o arquivo CULT.100, possui valores das variáveis relacionadas ao preparo do solo (aração, escarificação, semeadura direta, etc.). Como a intensidade do preparo do solo afeta a taxa de decomposição dos compartimentos de CO do solo, cada método de preparo possui coeficientes que alteram esta taxa. Por exemplo, quando é realizado o preparo convencional do solo, o modelo assume um aumento na taxa de decomposição dos compartimentos de CO do solo de 1,6 vezes. Utilizando o preparo com tração animal, no caso de regiões com agricultura colonial, as taxas são reduzidas para 1,2 vezes, enquanto que com o uso da semeadura direta as taxas não se alteram. Outra característica do programa FILE 100 é que em cada um dos 12 arquivos, é possível alterar as variáveis, permitindo adaptá-las de acordo com as condições do local de estudo.

O programa EVENT 100 cria um arquivo de eventos, no qual são definidos a(s) cultura(s) e o(s) evento(s) de manejo que serão utilizados na simulação (mês de semeadura e de colheita, método de preparo do solo, adubação, etc.). O modelo permite trabalhar com uma seqüência de blocos de eventos, possibilitando a alteração no tipo de cultura e no manejo do solo de um bloco para o outro. Desta forma, podem ser elaborados diferentes

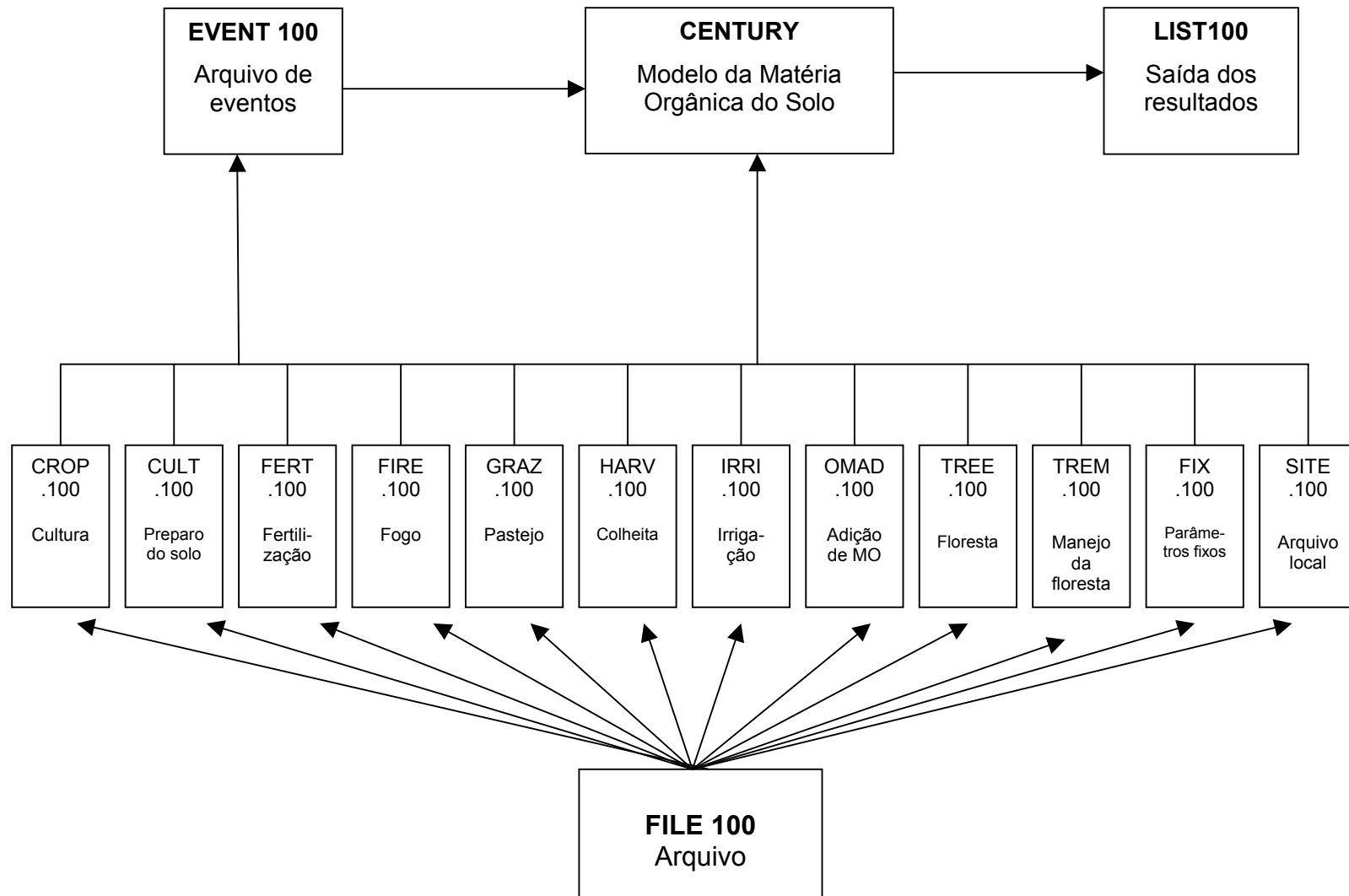


FIGURA 2. Ambiente do modelo Century, mostrando as relações entre os programas e a estrutura de arquivos (adaptado de Metherell et al., 1994)

cenários de manejo, sendo que cada cenário pode ser composto por um ou mais blocos de eventos.

Para a simulação de um determinado cenário de manejo, é necessário o cumprimento de algumas etapas básicas:

1ª) No arquivo local (SITE.100), devem ser fornecidos, entre outros, os valores referentes à temperatura e precipitação pluviométrica média mensal do Município, a composição granulométrica do solo e o conteúdo inicial de CO dos compartimentos da planta e do solo (ativo, lento e passivo). Quando não são conhecidos os valores iniciais de CO dos compartimentos, é possível estimá-los indiretamente, através da chamada "execução de equilíbrio". Neste caso, o modelo é executado para um sistema natural (floresta ou campo nativo), por um longo período de tempo (em torno de 5000 anos), mantendo-se, no começo da simulação, as variáveis relativas à planta e os valores de CO dos compartimentos próximos a zero, até o sistema atingir a estabilidade. Nesta condição (sistema estável) o modelo estima a produção de C e sua distribuição entre a parte aérea e as raízes das espécies que compõe o sistema, bem como os valores de CO dos compartimentos do solo.

Após a execução de equilíbrio, as variáveis de saída são organizadas posteriormente por um programa chamado GETORG, que cria um arquivo de base contendo os valores das variáveis na condição estável. Este arquivo é utilizado como ponto de partida para a simulação dos cenários de manejo.

2ª) Elaboração dos eventos de manejo através do EVENT 100. Nesta etapa, é estabelecido o período de tempo da simulação e definidos os eventos que serão utilizados durante a simulação (período total da simulação, culturas utilizadas, métodos de preparo, níveis de adubação, etc.).

3ª) Simulação: após concluídas as etapas anteriores, é iniciada a execução do modelo para as condições do local de estudo.

O modelo simula a dinâmica da MO para a profundidade fixa de 20 cm. Quando uma determinada perda anual de solo por erosão é prevista durante a elaboração de um cenário de manejo, o modelo estima a perda de CO em função de sua concentração no solo e de uma taxa de enriquecimento no sedimento perdido igual a 2,0. Um aspecto importante a considerar é que a erosão, ao retirar uma determinada quantidade de solo de um local e depositá-la em outro, ocasiona a redução na espessura da camada original do solo.

Porém, o modelo compensa esta redução, incorporando uma camada de solo abaixo de 20 cm, de espessura igual à camada perdida, com o objetivo de manter uma profundidade fixa de 20 cm durante todo o período da simulação (Pennock e Frick, 2001).

Este procedimento configura duas situações importantes. Em primeiro lugar, permite a separação das perdas de CO pelos processos de decomposição microbiana e erosão, uma vez que as mesmas são consideradas separadamente. Em segundo lugar, no "default" do modelo, a camada abaixo de 20 cm possui menor concentração de CO nos compartimentos do solo (ativo, lento e passivo), em relação à camada original de 0-20 cm, ocasionando a diluição na quantidade do CO incorporado da camada inferior.

Embora o procedimento utilizado pelo modelo represente o fenômeno que ocorre no campo, a estimativa das perdas de CO do solo deve ser feita desconsiderando o CO proveniente da camada abaixo de 20cm, caso contrário, as perdas serão subestimadas devido a inclusão do CO desta camada. Neste sentido, como o modelo fornece, nas variáveis de saída, os valores relativos à perda de CO por erosão (*sclosa*), pode ser estimada a perda ou ganho líquido de CO levando em consideração os processos de adição de C ao solo pelas culturas e a decomposição microbiana. Este cálculo é feito através da seguinte equação:

$$\Delta\text{COM}/\Delta t = (\text{CO}_n - \text{CO}_0) - (E_0 - E_n) \quad (7), \text{ onde:}$$

$\Delta\text{COM}/\Delta t$ = variação líquida no conteúdo de CO entre os processos de adição e mineralização (decomposição microbiana) num determinado período de tempo;

CO_n = conteúdo de CO do solo no tempo n;

CO_0 = conteúdo inicial de CO do solo;

E_0 = perda de CO do solo por erosão no tempo 0;

E_n = perda de CO do solo por erosão no tempo t.

Se o valor da equação for negativo, significa que está ocorrendo perda maior de CO por decomposição microbiana do que a adição de C pelas culturas. Por outro lado, se o valor for positivo significa a existência de um balanço positivo entre adição de C via fitomassa e perda de CO por decomposição microbiana.

3. HIPÓTESE

Os LATOSSOLOS do Planalto do RS com maior teor de argila apresentam maior capacidade de retenção de carbono orgânico. Conseqüentemente, quando utilizados sob condições semelhantes de manejo, apresentam menores alterações no estoque de CO em relação a solos arenosos.

4. OBJETIVOS

Estimar, através da utilização do modelo CENTURY, as perdas históricas de CO e emissão de CO₂ em solos do Planalto do RS com diferenças na granulometria, quando da utilização da agricultura convencional nas áreas com vegetação original de floresta e campo nativo.

Estimar o potencial de recuperação dos estoques de CO do solo e o seqüestro de CO₂ atmosférico, pela simulação de cenários de manejo englobando o uso de sistemas de culturas com alta adição de C via fitomassa e preparo conservacionista do solo.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Caracterização das regiões de estudo

O trabalho foi desenvolvido no Planalto do RS, englobando as regiões das Missões, Planalto Médio, Alto Uruguai e Campos de Cima da Serra.

Em cada região, foram selecionadas áreas a campo, em solos pertencentes a diferentes Unidades de Mapeamento (UM), procurando-se englobar solos com variação na granulometria e conteúdo de carbono orgânico. Estas áreas serviram de base para a coleta de amostras de solo e a obtenção de parâmetros de clima, de planta e de solo, necessários para a simulação das alterações de CO e CO₂ nas UM.

As principais características das regiões de estudo são apresentadas na Tabela 1, enquanto que a composição granulométrica, os teores de óxidos de ferro e os estoques de carbono orgânico dos solos sob vegetação original de campo e floresta, constam na Tabela 2.

5.2. Seleção das áreas para a coleta de amostras de solo

Como critério para a seleção das áreas para a coleta de solo, foi utilizada a vegetação original predominante em cada UM, de acordo com a Tabela 1.

Inicialmente, foram mantidos contatos com extensionistas de cooperativas e da Emater nas regiões de interesse, para a localização prévia das áreas de floresta e campo nativo. Posteriormente, a equipe de Manejo de Solos da UFRGS, juntamente com os extensionistas, efetuaram a escolha final dos locais de amostragem. A localização geográfica dos Municípios onde foi efetuada a amostragem de solo é apresentada na Figura 3.

TABELA 1. Caracterização geral das regiões de estudo.

| Região | Município da amostragem | Temperatura média anual ⁽¹⁾ | | | Precipitação média anual ⁽¹⁾ | Vegetação original na região ⁽²⁾ | Unidade de Mapeamento (UM) ⁽²⁾ | Área da UM ⁽²⁾ | Classe de Solo ⁽³⁾ |
|-------------------------|-------------------------|--|------|-------|---|---|---|---------------------------|---|
| | | Mín. | Máx. | Média | | | | | |
| | | °C | | | cm | | ...Km ² ... | | |
| Alto Uruguai | Sananduva | 11,0 | 22,3 | 16,7 | 176,2 | Floresta e campo | Erechim | 12795 | LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVdf) |
| Planalto Médio | Cruz Alta | 12,9 | 24,3 | 18,6 | 186,4 | Campo | Cruz Alta | 7945 | LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVd) |
| Planalto Médio | Passo Fundo | 12,3 | 23,6 | 17,9 | 171,4 | Campo | Passo Fundo | 7560 | LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVd) |
| Missões | Santo Ângelo | 13,2 | 26,3 | 19,8 | 185,1 | Floresta e Campo | Santo Ângelo | 19560 | LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVdf) |
| Campos de Cima da Serra | Vacaria | 10,1 | 22,3 | 16,2 | 170,0 | Campo | Vacaria | 4646 | LATOSSOLO BRUNO Alumínico câmbico (LBa) |

⁽¹⁾ - Moreno (1961); ⁽²⁾ - Brasil (1973); ⁽³⁾ - EMBRAPA (1999).

TABELA 2. Granulometria, óxidos de ferro e carbono orgânico total (COT), na camada de 0 a 20 cm, nos solos das UM pertencentes às regiões com vegetação original de campo e floresta.

| Unidade de Mapeamento | Vegetação original | Granulometria | | | Fe _{ox} | Fe _d | COT |
|-----------------------------|-----------------------|--------------------------------|-------|--------|------------------|-----------------|-----------------------------|
| | | Areia | Silte | Argila | | | |
| | | g kg ⁻¹ | | | | | ... Mg ha ⁻¹ ... |
| Cruz Alta | Campo | 626 | 117 | 257 | 0,6 | 13,4 | 35,41 |
| Passo Fundo | Campo | 557 | 135 | 308 | 0,7 | 20,0 | 47,88 |
| Santo Ângelo | Floresta | 25 | 350 | 625 | 1,2 | 96,8 | 64,98 |
| Santo Ângelo | Campo | 55 | 235 | 710 | 1,5 | 85,6 | 54,50 |
| Erechim | Floresta | 14 | 326 | 660 | 1,1 | 88,8 | 69,86 |
| Vacaria | Campo | 37 | 250 | 713 | 1,4 | 72,9 | 87,63 |

Fe_{ox} = Fe oxalato, Fe_d = Fe ditionito

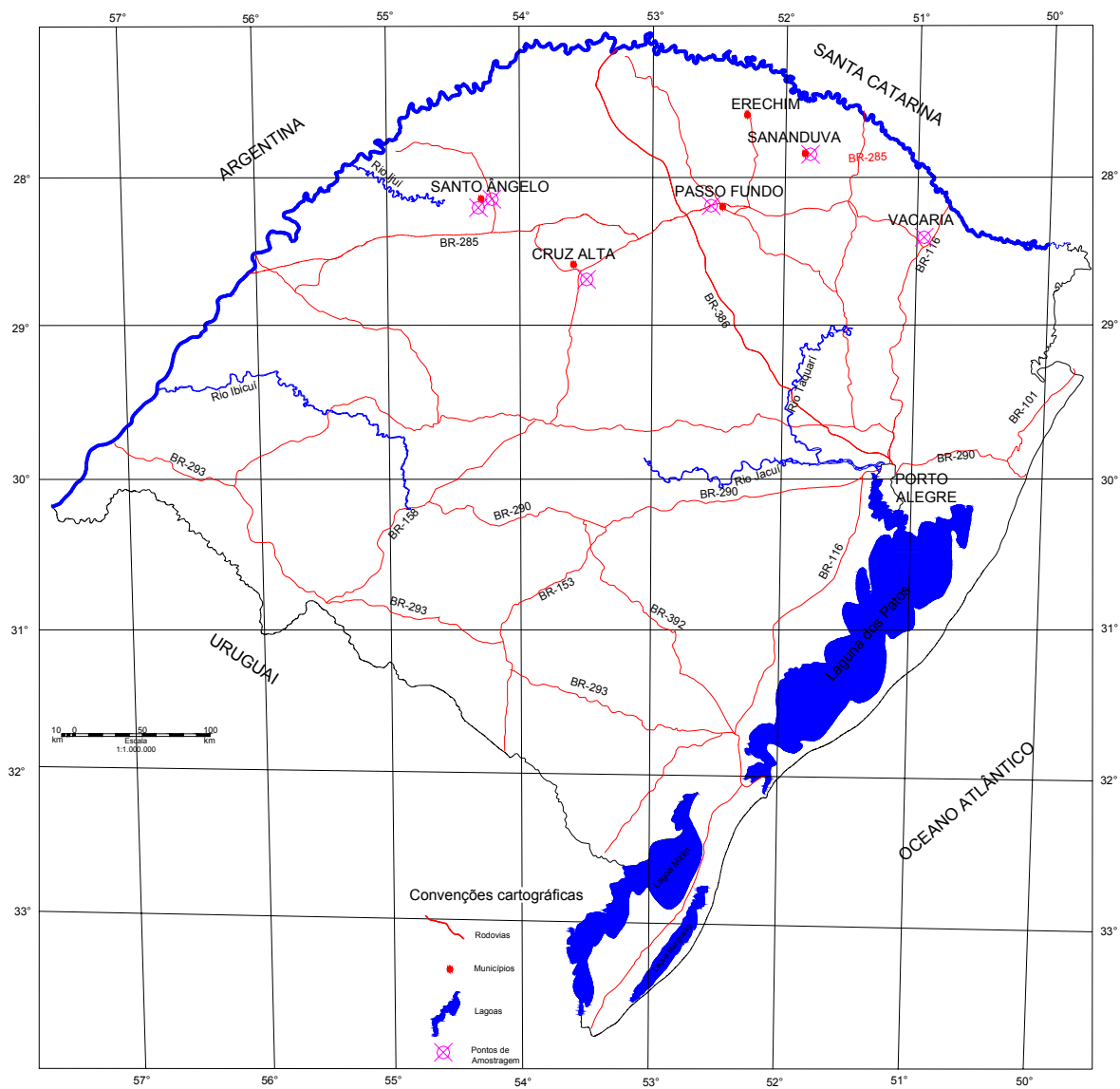


FIGURA 3. Mapa da localização dos municípios onde foi realizada a coleta das amostras de solo.

5.3. Coleta das amostras de solo

Nas áreas selecionadas, as amostras de solo foram coletadas manualmente, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, através da abertura de uma trincheira de, aproximadamente, 0,5 m de largura e 0,3 m de profundidade. Para cada camada, também foi coletada amostra de solo com um cilindro de volume conhecido para a determinação da densidade do solo.

As amostras foram secas ao ar, moídas em moinho de martelos, e passadas em peneira de 2 mm para a posterior análise.

5.4. Análises químicas e físicas

5.4.1. Análise do carbono orgânico total

As amostras de solo foram analisadas, quanto ao carbono orgânico total, pelo método Walkley-Black modificado, descrito em Tedesco et al. (1995).

5.4.2. Análise dos óxidos de Fe (Fe ditionito e Fe oxalato)

Os óxidos de Fe livre totais (Fe_d) das amostras de solo foram extraídos com citrato-bicarbonato-ditionito de sódio (DCB), conforme a metodologia de Mehra e Jackson (1960), enquanto que os óxidos de Fe não cristalinos (Fe_o) foram extraídos com oxalato de amônio ácido, de acordo com a metodologia de McKeague e Day (1966). Após a extração, o Fe foi determinado por espectrometria de absorção atômica.

5.4.3. Análise granulométrica

As amostras de solo das camadas de 0-10 e 10-20 cm foram misturadas para compor uma amostra de 0 a 20 cm. A quantidade de solo utilizada de cada camada foi calculada em função da densidade do solo das mesmas.

A análise granulométrica das amostras de solo foi determinada segundo metodologia da Embrapa (1996). Nas amostras com mais de 5% de matéria orgânica, foi efetuada a queima da mesma com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), conforme recomendação do método.

5.4.4. Análise da densidade do solo

As amostras de solo coletadas com o cilindro de volume conhecido, foram secas em estufa a 105° por 24 h e pesadas, segundo o procedimento descrito em Forsythe (1975). Os valores de densidade foram utilizados para calcular o estoque de carbono orgânico dos solos, com base numa equivalência com a massa de solo.

5.5. Avaliação da expansão da agricultura nas Unidades de Mapeamento

Para a avaliação da expansão da agricultura, foram escolhidos Municípios representativos das regiões de ocorrência das UM, que serviram de base para a obtenção dos dados necessários à elaboração das curvas de expansão da agricultura.

Nas UM pertencentes às regiões com predominância de campo nativo como vegetação original, considerou-se o ano de 1950 como o início da expansão da agricultura, sendo que para a elaboração das curvas foram escolhidos os seguintes municípios:

- a) UM Santo Ângelo (região das Missões do RS): município de Santo Ângelo.
- b) UM Cruz Alta (região do Planalto Médio do RS): município de Cruz Alta.
- c) UM Passo Fundo (região do Planalto Médio do RS): municípios de Passo Fundo e Carazinho.
- d) UM Vacaria (região dos Campos de Cima da Serra): município de Vacaria.

Nos respectivos Municípios, foram obtidos os dados anuais referentes à área do Município (Km²) e a área cultivada com a cultura de trigo (inverno) e as culturas de soja e milho (verão), nos Anuários Estatísticos do RS, para o período de 1950 a 1985.

Inicialmente, foram elaboradas curvas individuais de expansão da área cultivada para cada cultura, nos municípios acima mencionados. Posteriormente, a área cultivada nos municípios foi extrapolada para a respectiva Unidade de Mapeamento, de acordo com o seguinte critério:

- a) Para a expansão da agricultura no período de 1950 a 1960, foi utilizada a área cultivada com trigo, cultura que predominou neste período.
- b) No período de 1961 a 1985, utilizou-se a soma das áreas cultivadas com as culturas de verão (soja+milho).

c) A partir de 1985, assumiu-se a estabilização na área cultivada.

Nas UM pertencentes às regiões com predominância de floresta como vegetação original, considerou-se o ano de 1900 como o início da expansão da agricultura. Para a elaboração das curvas, foram escolhidos os Municípios de Ijuí e Santa Rosa, representando a UM Santo Ângelo (região das Missões do RS) e o Município de Erechim, representando a UM Erechim (região do Alto Uruguai).

Devido a carência de informações a respeito da área cultivada com as principais culturas utilizadas nos municípios selecionados, durante o período de 1900 a 1950, a análise da expansão de agricultura não foi feita individualmente por cultura, como para as regiões de campo. Neste caso, foram utilizados os dados de Censos Agrícolas realizados pelo IBGE, em anos específicos, constando as seguintes informações: área total inventariada do município; área ocupada com vegetação original de floresta e campo nativo; área ocupada com culturas perenes (fruticultura e culturas de ciclo longo); área ocupada com culturas anuais (culturas de ciclo curto); área ocupada com pastagem plantada; área com reflorestamento; área não utilizada (pousio).

Para a elaboração da curva de expansão da área cultivada considerou-se como área agrícola a soma das áreas ocupadas com culturas anuais, pastagem plantada e pousio.

5.6. Obtenção das variáveis de entrada do modelo

Para o funcionamento do modelo, é necessário um conjunto mínimo de variáveis locais de entrada que devem ser fornecidas. Estas, são divididas em variáveis climáticas, de solo e de planta, e foram obtidas da seguinte maneira:

a) Temperatura média mensal (máxima e mínima) e precipitação média mensal: obtidas de registros climáticos históricos, descritos em Moreno (1961).

b) Granulometria do solo (areia, silte, argila): foram utilizados os resultados da análise granulométrica das amostras coletadas.

c) Teor de lignina das plantas : foram utilizados os valores padrões do modelo (arquivo CROP. 100) para as culturas utilizadas na simulação.

d) Quantidade de CO (Mg ha⁻¹) dos compartimentos ativo, lento e passivo do solo: os valores de CO destes compartimentos foram estimados a partir da execução do modelo para um longo período de tempo (rodagem de equilíbrio).

Para as UM com vegetação original de floresta, foi simulado o crescimento de uma floresta subtropical (escolhida no arquivo TREE.100) para um período de 5000 anos. Nas UM com vegetação original de campo, foi escolhida, no arquivo CROP.100, uma pastagem composta por 75% de espécies de estação quente e 25% de espécies de estação fria (pastagem G5), cujo período de simulação também foi de 5000 anos.

Pela alteração no parâmetro PRXD (potencial de produção de biomassa mensal), a adição anual de C ao solo pela floresta e pelo campo foi regulada, de modo que a quantidade total de CO do solo, estimada pelo modelo (soma dos compartimentos ativo, lento e passivo), fosse aproximada dos valores de CO obtidos pela análise das amostras de solo. Os valores estimados de CO destes compartimentos, na condição de sistema estável, serviram como ponto de partida para a simulação das alterações no estoque de CO do solo nos diferentes cenários de manejo.

5.7. Elaboração dos cenários de manejo

Para a simulação das alterações no estoque de CO a partir da condição de sistema estável, foram elaborados, para cada solo, quatro cenários de manejo (Tabelas 3 e 4). Foi estabelecido o mesmo ano para o início da simulação dos cenários de manejo daquele utilizado para a avaliação da expansão da agricultura nas UM, ou seja 1900 para as UM pertencentes às regiões com vegetação original de floresta e 1950 para as regiões de campo.

No período compreendido entre o início da simulação ao ano de 1980, procurou-se englobar os principais eventos de manejo (culturas, método de preparo) utilizados pelos agricultores durante o período de expansão da agricultura no Planalto do RS. Neste período, os cenários de manejo foram elaborados com os mesmos eventos de manejo.

A partir de 1981, foram incorporadas modificações nos eventos de manejo, como a substituição do preparo convencional pelo preparo reduzido e a eliminação da queima da palha de trigo (cenários de manejo 2 a 4), bem como a inclusão de culturas com maior aporte de C via fitomassa, combinado

TABELA 3. Cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo.

| Cenário de Manejo | Período | Eventos de manejo | Adição de C pelo sistema de cultura ⁽¹⁾ | Perda de solo por erosão |
|-------------------|-----------|---|--|--------------------------|
| | | | Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | |
| 1 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 a 2,3 | 6,0 |
| | 1971-2050 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 a 2,8 | 12,0 |
| 2 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 a 2,3 | 6,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 a 2,8 | 12,0 |
| | 1981-2050 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,1 a 3,8 | 4,0 |
| 3 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 a 2,3 | 6,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 a 2,8 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,1 a 3,8 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho | 5,3 a 5,4 | 1,5 |
| 4 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 a 2,3 | 6,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 a 2,8 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,1 a 3,8 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/milho | 5,8 a 6,0 | 1,5 |

(1) - Estimado pelo modelo (variável de acordo com rendimento médio das culturas)

PC: preparo convencional; PR: preparo reduzido; PD: plantio direto

TABELA 4. Cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta.

| Cenário de Manejo | Período | Eventos de Manejo | Adição de C ⁽¹⁾ | Perda de solo por erosão |
|-------------------|-----------|---|---|--------------------------|
| | | | Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | |
| 1 | 1900 | Corte da floresta e retirada de 90% da madeira e Queima do restante | - | - |
| | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 a 2,8 | 2,0 |
| | 1971-2050 | PC Trigo/soja, queima anual da palha de trigo | 2,7 | 12,0 |
| 2 | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 a 2,8 | 2,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, queima anual da palha do trigo | 2,7 | 12,0 |
| | 1981-2050 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,2 a 3,3 | 4,0 |
| 3 | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 a 2,8 | 2,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, queima anual da palha do trigo | 2,7 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,2 a 3,3 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho | 5,4 a 5,6 | 1,5 |
| 4 | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 a 2,8 | 2,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, queima anual da palha do trigo | 2,7 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,2 a 3,3 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/milho | 5,9 a 6,0 | 1,5 |

(1) - Estimado pelo modelo (variável de acordo com rendimento médio das culturas)

PC: preparo convencional; PR: preparo reduzido; PD: plantio direto

com a utilização do plantio direto a partir de 1991 (cenários de manejo 3 e 4). Estas alterações nos eventos de manejo tiveram como objetivo retratar as melhorias nas práticas de manejo utilizadas pelos agricultores no final da década de 70 pela implantação do PIUCS e, a partir de 1991, pelo METAS. Para o cenário de manejo 1, foram mantidos os mesmos eventos de manejo utilizados no período de 1971 a 1980 até o final da simulação, servindo como um cenário de referência para os outros cenários.

As adições médias anual de C dos sistemas de cultura utilizados nos cenários de manejo para cada UM foram calculadas a partir do rendimento médio de grãos das culturas de trigo, soja e milho para intervalos de 10 anos, durante o período de 1950 a 1995. Os rendimentos de grãos destas culturas foram obtidos dos anuários estatísticos do RS.

Para cada cultura, foram utilizados índices de colheita específicos, obtidos de Austin et al. (1994). O índice de colheita representa a relação entre o rendimento de grãos e o rendimento da parte aérea da cultura, ou seja:

$$IC = G / PA+G \quad (8) , \text{ onde:}$$

IC = índice de colheita;

G = rendimento de grãos ($Mg \text{ ha}^{-1}$);

PA+G = rendimento da parte aérea + grão ($Mg \text{ ha}^{-1}$)

Com os valores de IC e G conhecidos, foi calculado o rendimento da parte aérea ($Mg \text{ ha}^{-1}$) e a adição de C, considerando a concentração de C da matéria seca da parte aérea de 40%.

A seguir, para cada cenário de manejo, foi estimada a adição média de C via fitomassa da parte aérea através da rodagem do modelo, alterando-se o parâmetro PRDX de cada cultura, até o momento em que a adição de C, estimada pelo modelo, aproximasse dos valores calculados. Para a adição de C das raízes foram utilizados os valores estimados pelo modelo. Assim, a adição total de C para cada sistema de cultura, foi composto pela soma do C total (parte aérea+raízes) de cada cultura.

Para os cenários de manejo 3 e 4, foram atribuídas maiores taxas de adição de C via fitomassa no período de 1991 a 2050, assumindo-se a melhoria gradual da qualidade do solo pela alteração nos eventos de manejo a partir da década de 80.

Para cada cenário de manejo foram atribuídas diferentes taxas de perda de solo por erosão, de acordo com o método de preparo do solo e sistema de cultura utilizado. Os valores de perda de solo utilizados foram baseados nos trabalhos de Cassol et al. (1980), Wünsche e Denardin (1980) e Debarba (1993). Embora a taxa de perda de solo por erosão tenha variado de acordo com o evento de manejo (método de preparo e sistema de cultura), assumiu-se perdas de solo iguais entre os diferentes solos.

5.8. Cálculo do balanço de CO no solo e emissão ou seqüestro de CO₂ nas Unidades de Mapeamento

5.8.1. Estimativa da área com vegetação original em cada UM

Para a estimativa da área com vegetação original em cada UM foram utilizados os mapas de vegetação original, na escala de 1:1000000 e o mapa de solos do RS na escala de 1:750000. Os respectivos mapas foram digitalizados em mesa digitalizadora A0 (1189 x 895 mm) e, com o auxílio do programa AUTOCAD-14, foram obtidos os planos de informação relativos à vegetação original (Figura 4) e as Unidades de Mapeamento da área de estudo (Figura 5). Pelo cruzamento destes dois planos de informação (vegetação e solos), foram calculadas a área percentual de floresta e campo nativo presentes em cada uma das UM. Esta informação serviu para a estimativa do estoque original de CO nas UM.

5.8.2. Cálculo do estoque original de CO do solo para cada UM

O cálculo do estoque original de CO do solo, na camada de 0 a 20 cm, para cada UM, foi feito multiplicando-se o conteúdo de CO do solo pertencente à UM, estimado pelo modelo através da rodagem de equilíbrio, e a área da respectiva UM ocupada por floresta ou campo, segundo a equação:

$$\text{CO}_{\text{UM}} = \text{CO} \times \text{A} \quad (9), \text{ onde:}$$

CO_{UM}: estoque de CO da UM no ano de 1900 (UM pertencentes às regiões de floresta) ou no ano de 1950 (UM pertencentes às regiões de campo);

CO: conteúdo original de CO do solo na camada de 0 a 20 cm (Mg ha⁻¹);

A = área da Unidade de Mapeamento ocupada por floresta ou campo (ha)

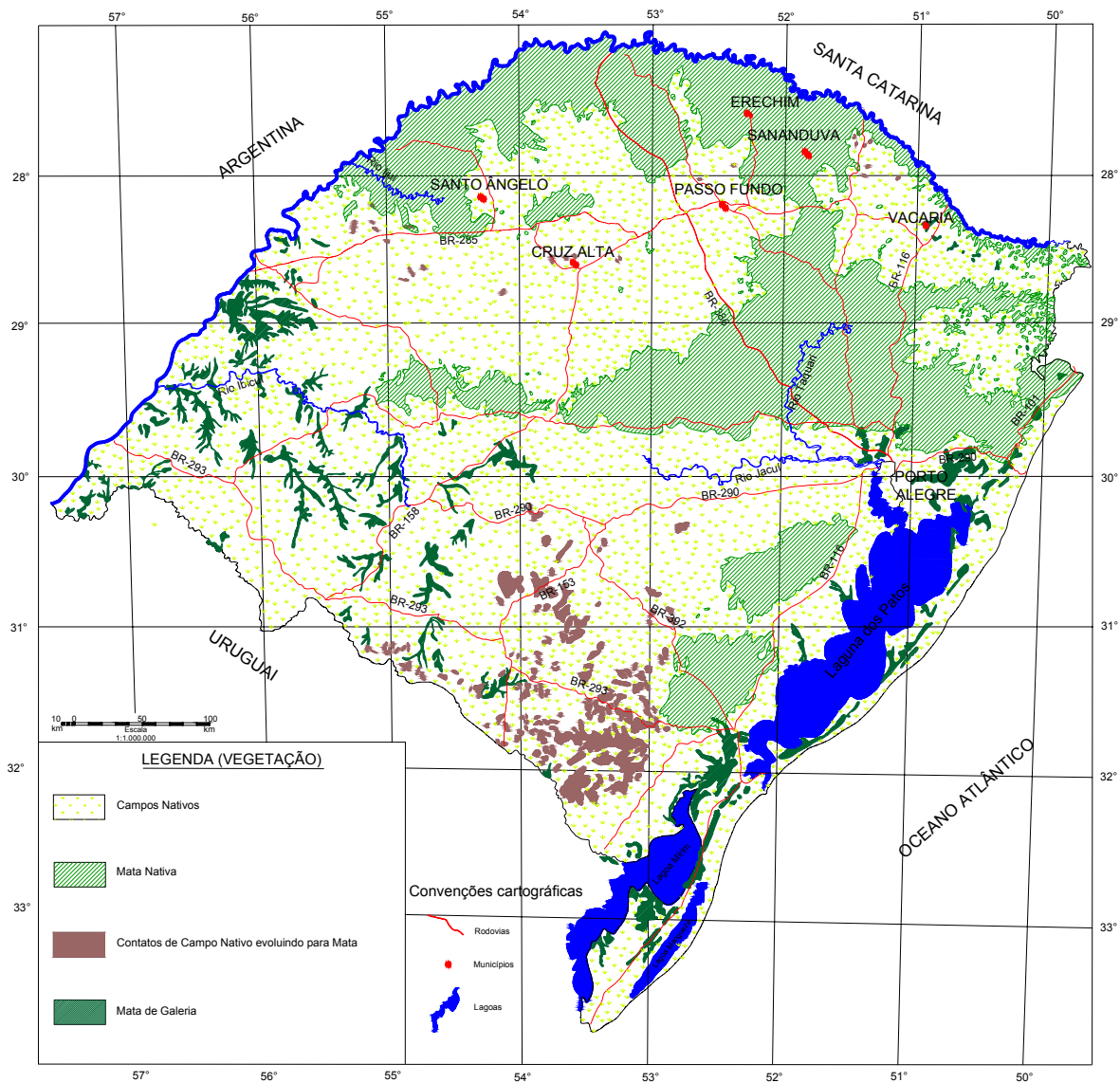


FIGURA 4. Mapa da vegetação original do Rio Grande do Sul.

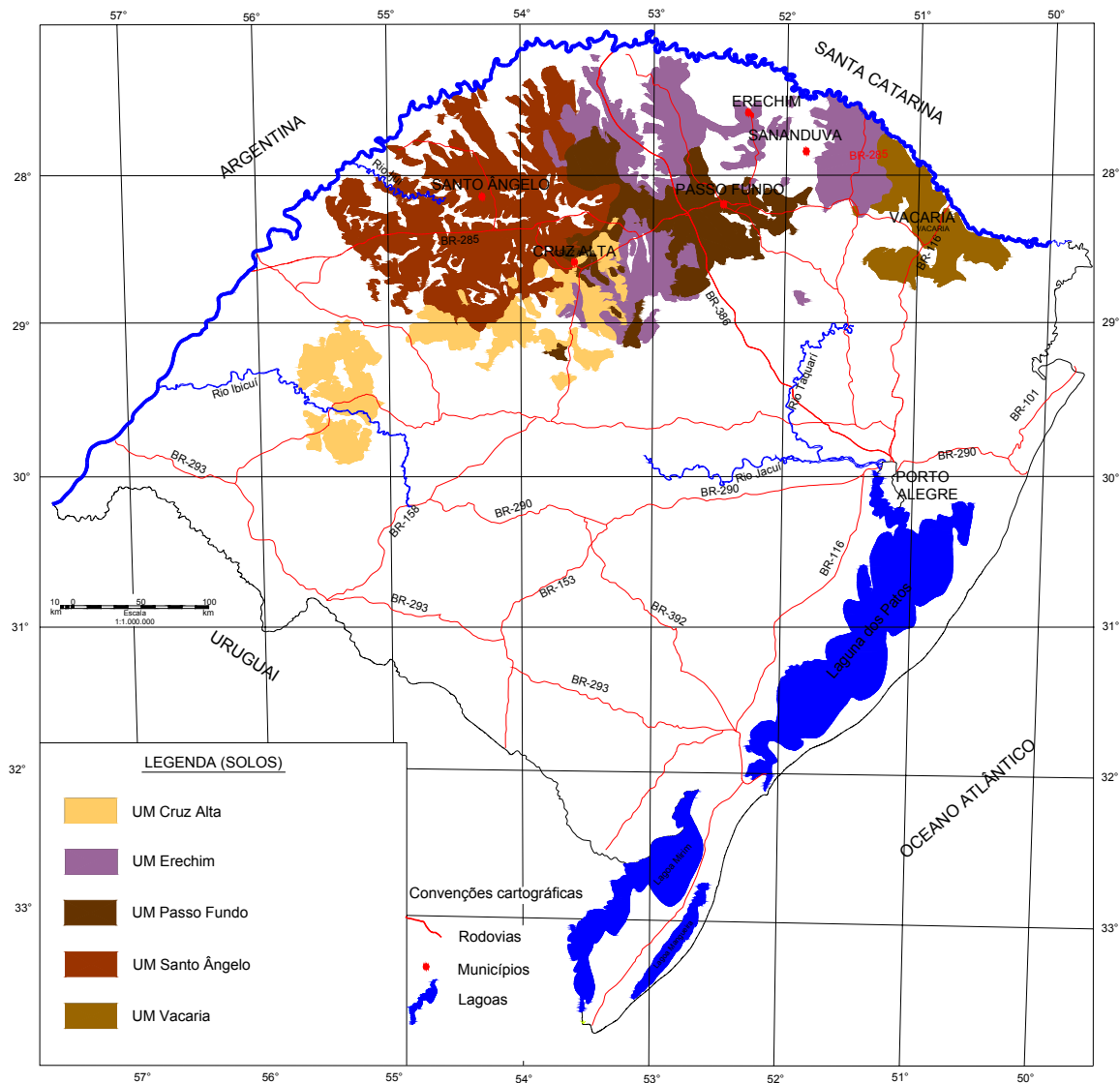


FIGURA 5. Mapa de localização das Unidades de Mapeamento utilizadas na simulação.

5.8.3. Estimativa das alterações de CO e emissão ou seqüestro de CO₂ nas UM

Para a estimativa das alterações de CO e CO₂ nas UM, foi utilizada a curva de expansão da agricultura, obtida para cada UM e os respectivos conteúdos de CO do solo, obtidos pela simulação dos cenários de manejo. Considerando que a expansão da área cultivada nas regiões de floresta e de campo ocorreu gradativamente ao longo do tempo, foram estabelecidos, para cada cenário de manejo, diferentes anos para o início da simulação. Nas UM com vegetação original de floresta, foram estabelecidos os anos de 1910, 1930, 1950 e 1970 para o início da simulação, obtendo-se assim, quatro curvas de simulação. Cada curva, representa a variação no conteúdo de CO para um período de expansão da agricultura de 20 anos. Por exemplo, a curva 1, com início da simulação em 1910, representa a variação de CO para a expansão na área cultivada no período de 1900 a 1920, enquanto que a curva 2, com início da simulação em 1930, expressa a variação de CO relativa a expansão da área cultivada no período de 1921 a 1940 e assim sucessivamente.

Para as UM com vegetação original de campo, foram estabelecidos os anos de 1955, 1965 e 1975 para o início da simulação, obtendo-se 3 curvas de simulação. Cada curva, representa a variação no conteúdo de CO para a expansão da área cultivada no período de 1950 a 1960, 1961 a 1970 e 1971 a 1980, respectivamente.

Este procedimento, permite uma estimativa mais aproximada das alterações no conteúdo de CO do solo, uma vez que leva em consideração as diferenças que ocorreram no sistema de manejo e no comportamento do CO entre áreas que iniciaram a exploração agrícola em épocas distintas.

Para o cálculo da alteração no conteúdo de CO do solo foi utilizada a equação:

$$\Delta\text{CO}/\Delta t = (\Delta\text{CO}_1 \times \Delta A_1 + \dots + \Delta\text{CO}_n \times \Delta A_n) \quad (10), \text{ onde:}$$

$\Delta\text{CO}/\Delta t$: representa a variação no conteúdo de CO em determinado período de tempo;

ΔCO_1 : variação no conteúdo de CO para a curva de simulação 1;

ΔA_1 : variação na área cultivada (ha) no período 1;

ΔCO_n : variação no conteúdo de CO para a curva de simulação n;

ΔA_n : variação na área cultivada (ha) no período n.

Para a estimativa da emissão e/ou retirada de CO₂ da atmosfera, foi levado em consideração a variação no conteúdo de CO do solo pelos processos de decomposição microbiana e erosão. No primeiro processo, os valores de CO foram multiplicados por 3,67, referente à relação molar entre CO₂ e C ($44/12 = 3,67$). Com relação ao processo de erosão, considerou-se uma taxa de mineralização de 20% para o CO perdido, baseado em Lal et al. (1999). Neste caso, para a obtenção da emissão de CO₂, o valor de CO perdido foi inicialmente multiplicado por 0,2 e depois por 3,67.

A estimativa das alterações de CO e CO₂ foi feita para os períodos de 1950 a 1980 e de 1981 a 2050 para as UM pertencentes às regiões com vegetação original de campo, e nos períodos de 1900 a 1980 e 1981 a 2050 para as UM pertencentes às regiões com vegetação original de floresta.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico, serão apresentados os resultados referentes à expansão da agricultura, o rendimento de grãos e adição de carbono das culturas de trigo, soja e milho nas regiões de estudo, os resultados da simulação dos cenários de manejo sobre o comportamento do CO no solo e o balanço de CO e CO₂ nas Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo e floresta.

6.1. Expansão da agricultura nas regiões de estudo

Neste item será abordado a expansão da agricultura nos municípios representativos das diferentes regiões de estudo e nas Unidades de Mapeamento pertencentes à estas regiões. Conforme mencionado no item 5, nas regiões com vegetação original de campo, a análise da expansão da agricultura foi baseada nas culturas de trigo, soja e milho, as quais representam as principais culturas utilizadas no Planalto do RS. Para as regiões com predominância de floresta como vegetação original, a análise não foi feita individualmente por culturas como nas regiões de campo, mas baseada nos anuários agrícolas realizados pelo IBGE em anos específicos.

6.1.1. Regiões com vegetação original de campo

A expansão da agricultura nas regiões com vegetação original de campo, para o período de 1950 a 1985, é apresentada na Figura 6. Nas regiões do Planalto Médio e Missões, as curvas de expansão das culturas de trigo, soja e milho apresentam comportamento semelhante. De uma maneira geral, o trigo foi a cultura predominante até a metade da década de 60, com uma área cultivada em torno de 10% nos municípios de Cruz Alta e Passo Fundo + Carazinho e um pouco inferior em Santo Ângelo. Na década de 70

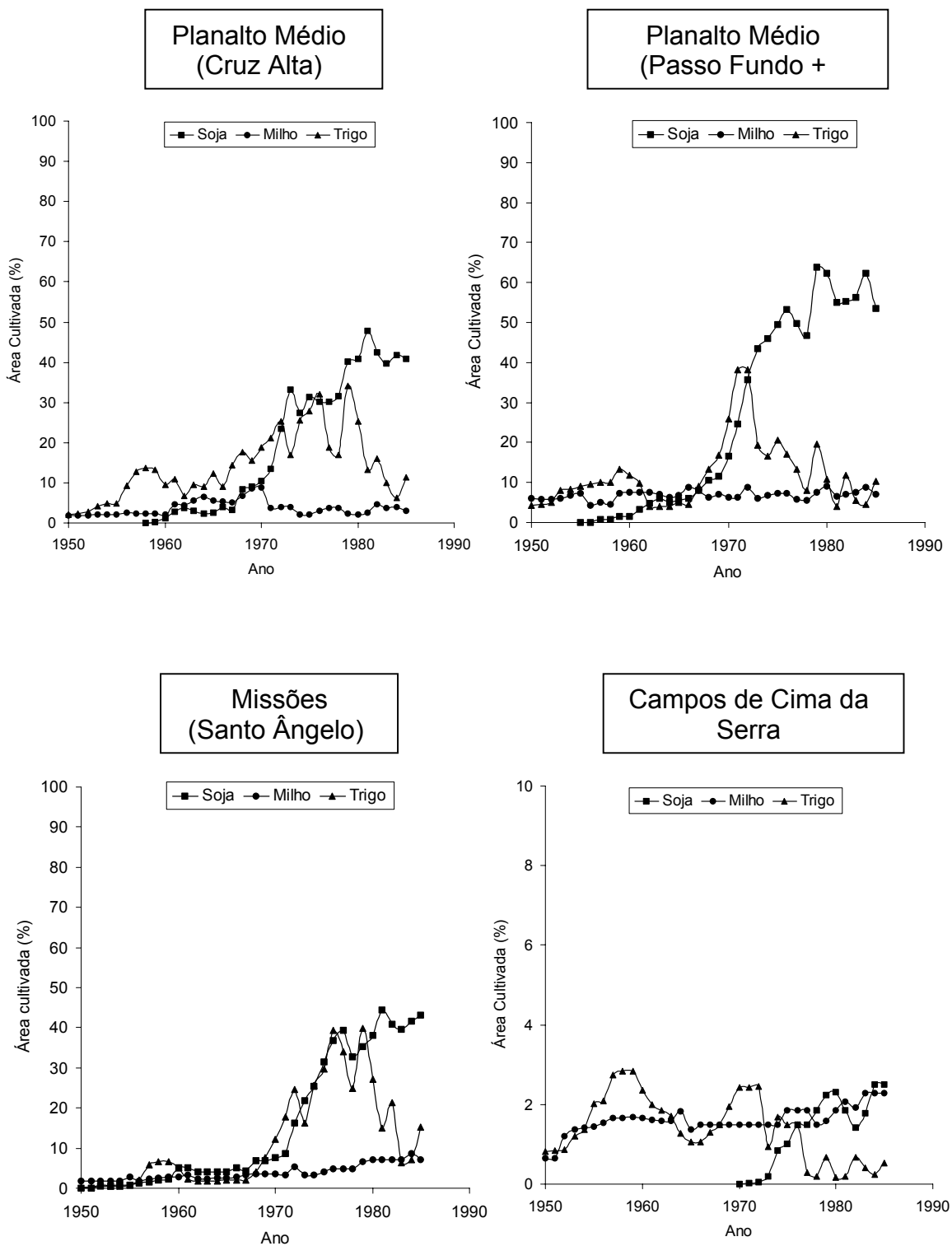


FIGURA 6. Expansão da agricultura nas regiões com vegetação original de campo.

houve o aumento da área cultivada com este cereal de inverno para valores na faixa de 20 a 40%. Uma característica importante que pode ser observada, foi a grande variação interanual na área cultivada de trigo nas regiões do Planalto Médio e Missões, especialmente a partir da década de 70. Este comportamento provavelmente esteve associado a problemas fitossanitários.

Durante a década de 80, a área cultivada de trigo foi sensivelmente reduzida, para valores entre 10 a 15% da área total dos municípios destas regiões. Em contrapartida, parte da área anteriormente cultivada com trigo neste período passou a ser ocupada com as culturas de aveia preta e tremoço, quando da implantação do PIUCS no final da década de 70, o qual preconizava, entre os objetivos, a utilização de culturas de cobertura de solo nas áreas onde o trigo deixava de ser cultivado, visando a redução na área de pousio de inverno. Neste sentido, segundo levantamento realizado pela EMATER em 71 municípios da região fisiográfica do Planalto Médio, abrangidos pelo PIUCS, na metade da década de 80, 52% da área de lavoura de inverno foi ocupada com culturas de cobertura.

A análise da expansão da cultura da soja revela a ocorrência de uma baixa área cultivada durante a década de 60 nas regiões do Planalto Médio e Missões, enquanto que a partir dos anos 70, houve uma expansão praticamente linear da área cultivada, atingindo valores próximos a 40% nos municípios de Cruz Alta e Santo Ângelo e 50 a 55% em Passo Fundo+Carazinho no final da década. A partir deste período de grande expansão da cultura, as curvas mostram que houve a estabilização da área cultivada.

Com relação à cultura do milho, observa-se uma pequena participação sobre a área cultivada em todo o período de avaliação, em torno de 5%. Esta cultura apresentou uma importância maior na região colonial, caracterizando-se como a principal cultura de subsistência. A exceção ao comportamento verificado nas regiões de agricultura intensiva (Planalto Médio e Missões), ocorreu na região dos Campos de Cima da Serra, representada pelo município de Vacaria, onde observa-se uma inexpressiva ocupação da área com as culturas avaliadas. Esta região, tradicionalmente caracterizou-se pela utilização da pecuária extensiva, tendo na agricultura uma pequena participação.

Na Figura 7, são apresentadas as curvas de expansão da agricultura nas Unidades de Mapeamento (UM) pertencentes às regiões de campo. Estas foram elaboradas utilizando-se os valores da área cultivada de trigo no período de 1950 a 1960, a qual foi a cultura predominante neste período. Já para o período de 1961 a 1985, utilizou-se a soma das áreas cultivadas com as culturas de verão (soja+milho).

Pode ser observado que nas UM Cruz Alta, Passo Fundo e Santo Ângelo, as curvas originais da expansão da agricultura (curva 1) apresentaram comportamentos semelhantes, com diferença apenas em termos de área total cultivada. A maior expansão ocorreu na década de 70, refletindo a grande evolução na área cultivada de soja. Após um período de rápida expansão, houve a estabilização da área cultivada no final da década de 70 e início dos anos 80, em valores próximos a 46% (UM Cruz Alta), 65% (UM Passo Fundo) e 49% (UM Passo Fundo). A UM Vacaria foi a que apresentou a menor área cultivada durante todo o período avaliado, inferior a 6%. Como mencionado anteriormente, este comportamento deve-se à predominância da pecuária na região de ocorrência desta UM (Campos de Cima da Serra).

Embora o comportamento das curvas reflitam a expansão histórica da agricultura na região do Planalto, os valores relativos a área cultivada provavelmente estão subestimados, uma vez que a metodologia utilizada não contempla as áreas de pousio e não discrimina a variação espacial da área cultivada entre os anos. Neste caso, uma ferramenta que poderia ser utilizada para este objetivo seria a combinação do uso de fotografias aéreas e imagens de satélite em períodos distintos, possibilitando uma avaliação espacial da expansão da agricultura.

Assumindo que os valores relativos à área cultivada nas UM estão subestimados, foram elaboradas novas curvas de expansão da agricultura para as UM Cruz Alta, Passo Fundo e Santo Ângelo, considerando uma área cultivada, no ano de 1985, de 80%. A partir deste valor, os demais pontos da curva foram corrigidos e ajustada uma equação para estes pontos (curva 2). De acordo com os parâmetros das curvas ajustadas, os valores relativos à máxima expansão da agricultura elevaram-se para 83,7% (UM Cruz Alta), 85,4% (UM Passo Fundo) e 77,4% (UM Santo Ângelo), sendo que a menor diferença entre as curvas original e ajustada ocorreu na UM Passo Fundo.

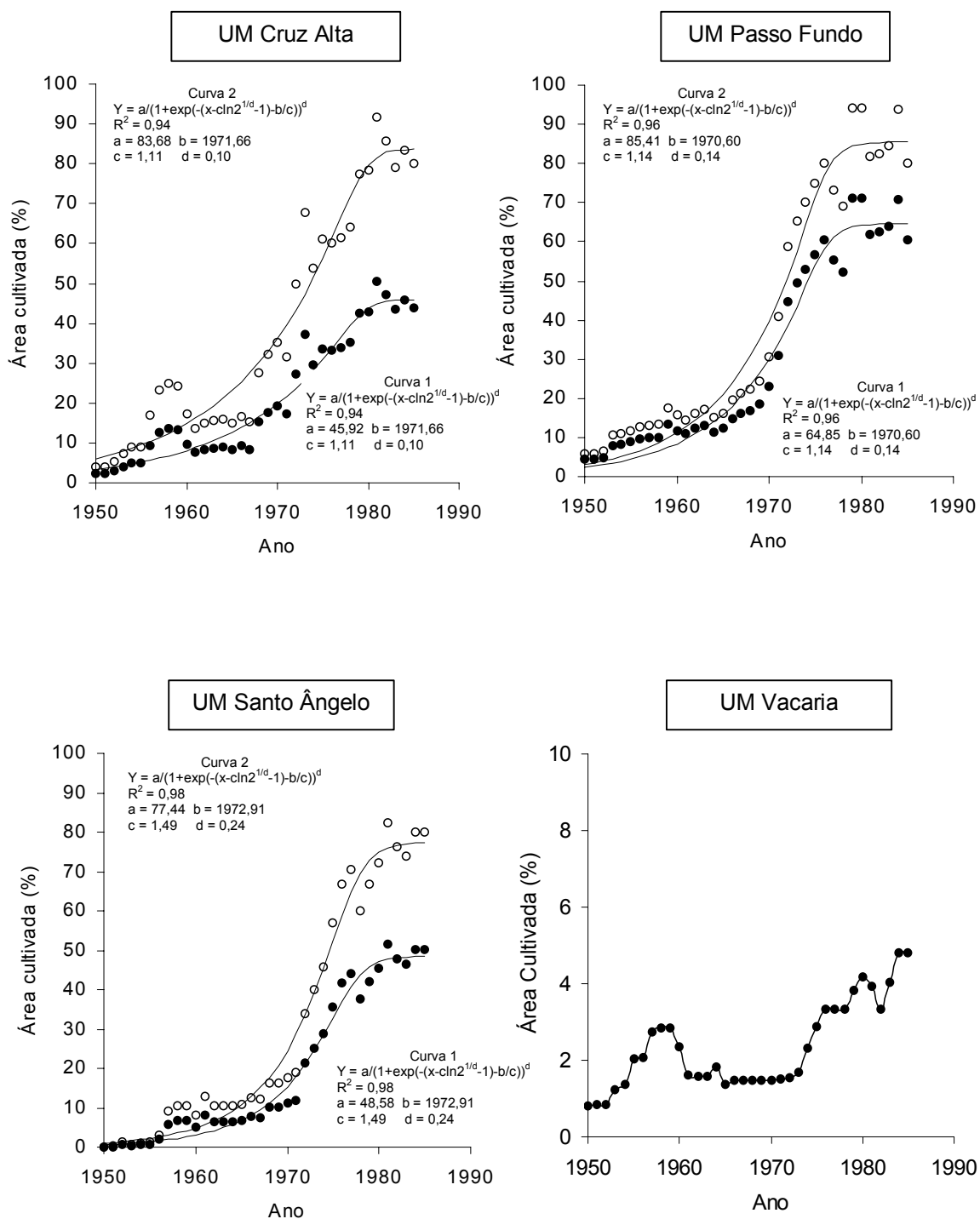


FIGURA 7. Expansão da agricultura nas Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo.

6.1.2. Regiões com vegetação original de floresta

Os resultados da expansão da agricultura nos municípios pertencente às regiões com predominância de vegetação original de floresta são apresentados na Tabela 5 para a região do Alto Uruguai, representada pelo município de Erechim, e na Tabela 6, para a região das Missões, representada pela média dos municípios de Ijuí + Santa Rosa.

Os resultados das Tabelas 5 e 6 mostram que a expansão da agricultura nas regiões do Alto Uruguai e Missões do RS ocorreu de modo semelhante ao longo do tempo e de forma gradativa, sem apresentar um período específico de grande expansão, como ocorreu nas regiões de campo durante a década de 70. No período de 1900 a 1950, a medida em que aumentou a área utilizada com culturas anuais, houve também o aumento na área não utilizada (pousio). Considerando a área agrícola como sendo composta pela soma das áreas com culturas anuais, pastagem plantada e pousio, observa-se que as regiões do Alto Uruguai e Missões já apresentavam, em 1950, uma ocupação do solo equivalente a 59,2 e 53,3% da área total, respectivamente. Do total da área agrícola neste período, aproximadamente 35% e 25% estavam em pousio nestas regiões.

Este comportamento está associado com o modelo de expansão da agricultura nas regiões coloniais, baseado na utilização da fertilidade natural dos solos. Assim, após a derrubada da floresta e a implantação das culturas coloniais por um determinado período de tempo, ocorria a degradação das características químicas e o empobrecimento dos solos, com o abandono das áreas e a utilização de novas áreas para o cultivo (Feldens, 1983; Mielniczuk, 1999).

Comportamento inverso ao apresentado neste período ocorreu durante a década de 70, com a redução significativa na área de pousio de 14,8 para 8,0% na região do Alto Uruguai e de 12,4 para apenas 1,0% na região das Missões e o aumento da área com culturas anuais para 60,8 e 77,5%, respectivamente. O aumento na área cultivada e a diminuição da área em pousio pode ser atribuído a dois fatores: à implantação do projeto de melhoramento da fertilidade dos solos na região colonial no final da década de 60 (operação tatu) e a grande expansão da cultura da soja neste período, impulsionada pela maior oferta de máquinas agrícolas e de crédito subsidiado.

TABELA 5. Expansão da agricultura no município de Erechim, pertencente à região do Alto Uruguai.

| Ano | CP | CA | PN | PP | FN | FP | PO | LT+PP+PO |
|------|---------------|------|------|-----|------|-----|------|----------|
| | % | | | | | | | |
| 1920 | - | 10,0 | - | - | - | - | - | 10,0 |
| 1940 | 3,1 | 28,6 | 26,2 | - | 31,7 | - | 10,3 | 38,9 |
| 1950 | 1,2 | 36,6 | 21,8 | 1,7 | 17,3 | 0,5 | 20,9 | 59,2 |
| 1960 | 2,8 | 44,6 | 18,5 | 2,0 | 14,2 | 2,5 | 15,4 | 62,0 |
| 1970 | 2,4 | 46,6 | 14,5 | 8,3 | 12,5 | 1,0 | 14,8 | 69,7 |
| 1975 | 1,9 | 52,7 | 15,9 | 5,0 | 10,5 | 1,0 | 13,0 | 70,7 |
| 1980 | 2,2 | 60,8 | 13,1 | 3,5 | 10,6 | 1,8 | 8,0 | 72,3 |
| 1985 | 2,8 | 62,1 | 12,3 | 3,8 | 9,3 | 1,7 | 8,0 | 73,9 |
| 1995 | 3,6 | 60,4 | 12,4 | 3,0 | 11,3 | 3,6 | 5,8 | 69,2 |

CP: culturas perenes;
CA: culturas anuais;
PN: pastagem nativa;
PP: pastagem plantada;
FN: floresta nativa;
FP: floresta plantada;
PO: pousio

Fonte: Censo Agrícola do IBGE

TABELA 6. Expansão média da agricultura nos municípios de Ijuí + Santa Rosa, pertencente à região das Missões.

| Ano | CP | CA | PN | PP | FN | FP | PO | LT+PP+PO |
|------|---------------|------|------|-----|------|-----|------|----------|
| | % | | | | | | | |
| 1920 | - | 14,9 | - | - | - | - | - | 14,9 |
| 1940 | 2,7 | 26,9 | 22,7 | - | 33,9 | - | 13,7 | 40,6 |
| 1950 | 1,6 | 36,9 | 15,9 | 4,3 | 28,8 | 0,5 | 12,7 | 53,2 |
| 1960 | 1,7 | 48,5 | 14,0 | 7,0 | 15,6 | 0,7 | 12,5 | 68,0 |
| 1970 | 2,4 | 65,4 | 12,4 | 2,1 | 10,2 | 1,7 | 5,9 | 73,4 |
| 1975 | 1,4 | 75,1 | 10,1 | 1,3 | 8,3 | 1,5 | 2,3 | 78,7 |
| 1980 | 1,1 | 77,5 | 7,9 | 3,5 | 7,6 | 1,4 | 1,0 | 82,0 |
| 1985 | 1,3 | 78,1 | 9,4 | 1,3 | 7,5 | 1,7 | 0,7 | 80,1 |
| 1995 | 1,3 | 75,4 | 9,8 | 2,9 | 7,7 | 2,2 | 2,2 | 79,1 |

CP: culturas perenes;
CA: culturas anuais;
PN: pastagem nativa;
PP: pastagem plantada;
FN: floresta nativa;
FP: floresta plantada;
PO: pousio

Fonte: Censo Agrícola do IBGE

Na Figura 8, são apresentadas as curvas de expansão da agricultura nas Unidades de Mapeamento Erechim e Santo Ângelo, obtidas pela soma da área cultivada com culturas temporárias, pastagem plantada e área em pousio. Pode ser observado que a expansão da agricultura ocorreu de forma praticamente linear no período de 1900 a 1950. Como mencionado anteriormente, no ano de 1950 a área cultivada foi de, aproximadamente 60% na UM Erechim e de 53% na UM Santo Ângelo. A partir deste período, a área cultivada continuou aumentando, atingindo a máxima expansão no final da década de 70 e início dos anos 80, com valores em torno de 72% (UM Erechim) e 83% (UM Santo Ângelo).

6.2. Rendimento de grãos das culturas de soja, milho e trigo

O rendimento de grãos das culturas de soja, milho e trigo, para o período de 1950 a 1995, estão apresentados na Figura 9 para os municípios pertencentes às regiões de campo e, na Figura 10, para aqueles pertencentes às regiões de floresta. Embora a expansão da agricultura nas regiões de floresta tenha iniciado no começo do século 20, a análise do rendimento de grãos das culturas foi efetuada a partir de 1950, devido a carência de dados em anos anteriores.

Pode ser observado que tanto na região de campo como na região colonial de floresta, o trigo foi a cultura que apresentou o menor rendimento durante praticamente todo o período avaliado, com uma grande variação entre os anos. No período de 1950 a 1980, o rendimento de grãos desta cultura esteve na faixa de 0,5 a 1,0 Mg ha⁻¹ na maioria dos municípios analisados. A baixa estabilidade no rendimento deve estar relacionado com as condições climáticas do Estado (alta umidade relativa durante o período de inverno), favorecendo a incidência de doenças.

O milho foi a cultura que apresentou, em geral, o maior rendimento de grãos. No período de 1950 a 1980, observa-se um rendimento praticamente estável na maioria dos municípios, em torno de 1,0 a 1,5 Mg ha⁻¹. A exceção ocorreu em Cruz Alta no período de 1970 a 1980, onde o rendimento foi muito baixo, na ordem de 0,7 Mg ha⁻¹.

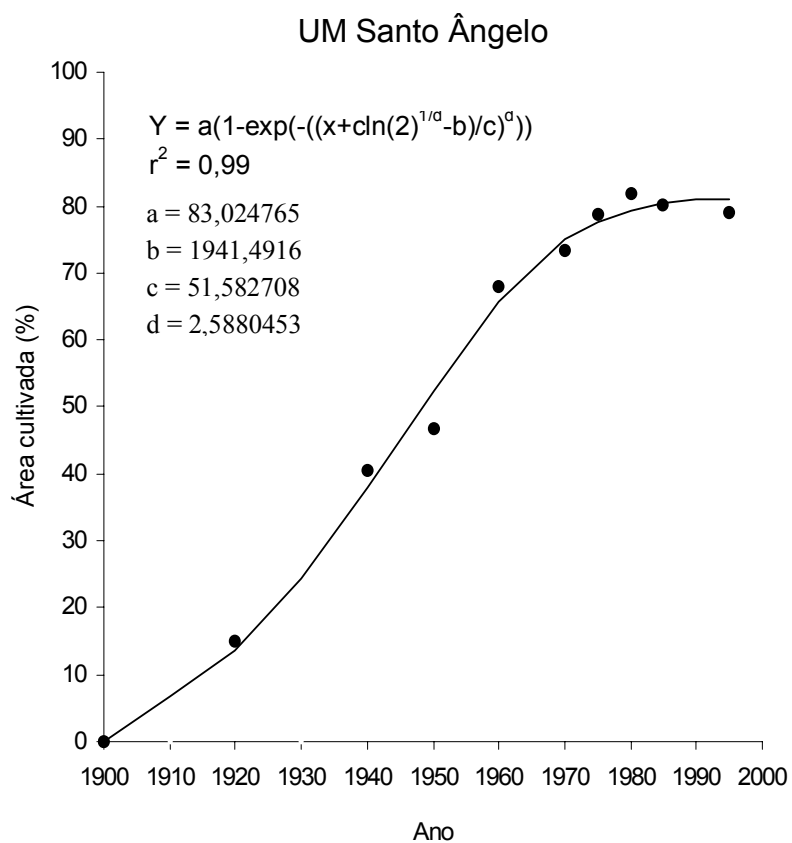
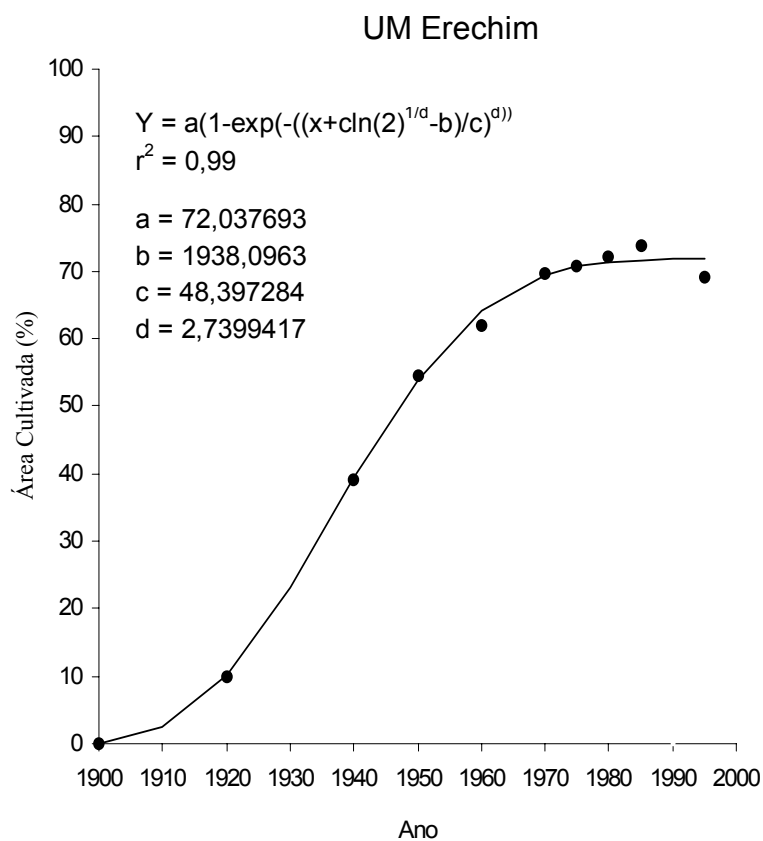


FIGURA 8. Expansão da agricultura nas Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta.

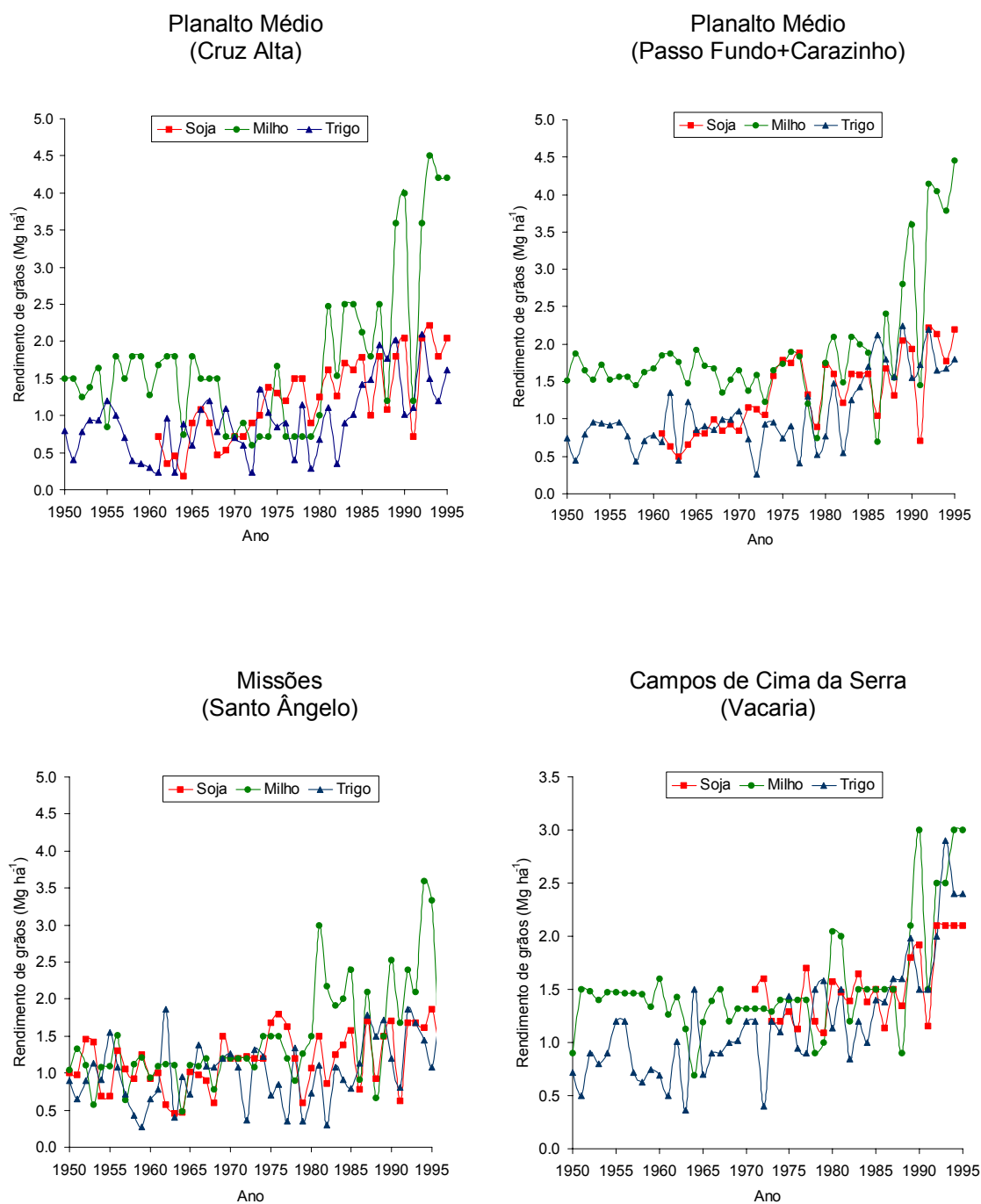


FIGURA 9. Rendimento de grãos das culturas de soja, milho e trigo nos municípios pertencentes às regiões com vegetação original de campo.

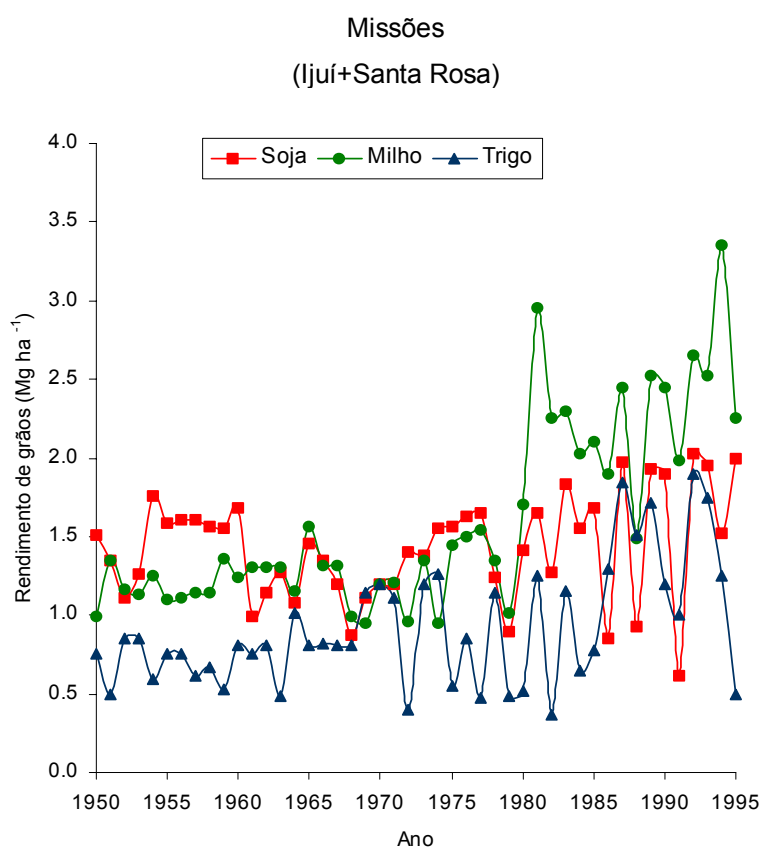
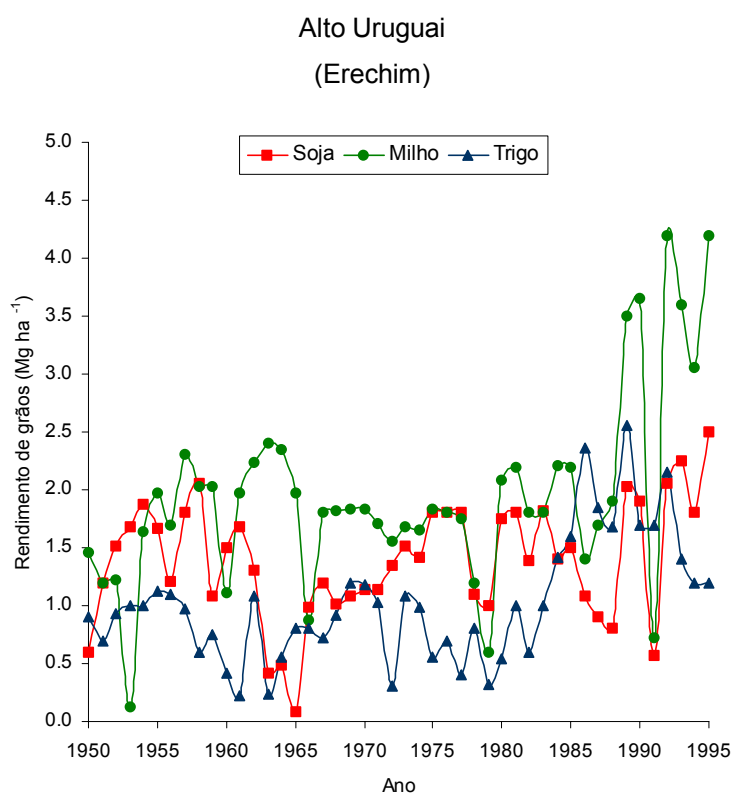


FIGURA 10. Rendimento de grãos das culturas de soja, milho e trigo nos municípios pertencentes às regiões com vegetação original de floresta.

A introdução da cultura da soja nas regiões de campo ocorreu em meados da década de 50 e começo dos anos 60, inicialmente em sucessão ao trigo e, posteriormente, sob áreas de campo nativo, caracterizados pela acidez e baixa fertilidade natural (Mielniczuk, 1999). Pode ser observado na Figura 9, que nas regiões do Planalto Médio e Missões, a soja apresentou uma baixa produtividade nos primeiros anos de cultivo. Assim, desde a sua implantação até o final da década de 60, o rendimento de grãos foi inferior a $1,0 \text{ Mg ha}^{-1}$. Por outro lado, durante a década de 70, observou-se uma tendência de aumento no rendimento da cultura, sendo que nos municípios de Cruz Alta e Passo Fundo+Carazinho, o rendimento de grãos praticamente dobrou, atingindo valores em torno de $1,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ no final desta década. O incremento na produtividade da soja neste período, esteve associado à correção da fertilidade dos solos do Planalto. Segundo Mielniczuk e Schneider (1984), durante a década de 70, houve um incremento significativo no uso de corretivos e fertilizantes. A utilização de calcário aumentou de $250 \times 10^3 \text{ Mg}$ em 1970 para mais de $2000 \times 10^3 \text{ Mg}$ em 1978, enquanto que uso de fósforo passou de $103 \times 10^3 \text{ Mg}$ para $404 \times 10^3 \text{ Mg}$ e o de potássio de $50 \times 10^3 \text{ Mg}$ para $188 \times 10^3 \text{ Mg}$.

Um segundo período de aumento no rendimento da soja ocorreu durante a década de 90, atingindo valores próximos a $2,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ na maioria das regiões. Do mesmo modo, pode ser observado que as culturas de trigo e milho também apresentaram maior produtividade neste período. Das culturas avaliadas, o milho foi a que apresentou o maior aumento no rendimento, atingindo, nos municípios de Cruz Alta e Passo Fundo + Carazinho, rendimento de grãos na faixa de $4,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, enquanto que nos municípios de Santo Ângelo e Vacaria estes foram menores. O incremento no rendimento das culturas deve estar associado à recuperação gradual dos solos degradados do Planalto em função da alteração nas práticas de manejo a partir da década de 80, como a substituição do pousio por plantas de cobertura e a utilização de preparos conservacionistas do solo.

A análise da cultura da soja para os municípios representativos das regiões de floresta mostra um rendimento de grãos superior às regiões de campo nos primeiros anos de avaliação (Figura 10). Durante a década de 50, o rendimento médio nas regiões do Alto Uruguai e Missões foi da ordem de $1,5$

Mg ha⁻¹, enquanto que nos municípios pertencentes às regiões de campo, o rendimento da cultura, neste mesmo período, foi inferior a 1,0 Mg ha⁻¹. Esta diferença deve estar associada a utilização da soja em solos de mata com alta fertilidade natural.

Durante a década de 60, pode ser observado que houve o decréscimo no rendimento da cultura em ambas as regiões, para valores em torno de 0,9 a 1,0 Mg ha⁻¹. Estes valores, corresponderam a redução de, aproximadamente 0,5 Mg ha⁻¹ em relação à década anterior, provavelmente em consequência do esgotamento da fertilidade natural dos solos. A partir deste período, observa-se um incremento gradual no rendimento da soja, atingindo patamares próximos a 2,0 Mg ha⁻¹ no final do período de avaliação.

Na Tabela 7, são apresentados o rendimento médio das culturas de trigo, soja e milho para períodos de 10 anos e a respectiva adição de carbono via fitomassa da parte aérea, obtida pela utilização da equação 8 (item 5.7). Os valores de adição de C serviram como referência para a estimativa do aporte anual de C pelo modelo CENTURY, quando da elaboração dos cenários de manejo utilizados na simulação. Embora os resultados são apresentados a partir de 1950, é importante ressaltar que a utilização da cultura da soja, durante o período de simulação, ocorreu a partir de 1971, tanto nas regiões de campo como de floresta. O mesmo ocorreu com a cultura do milho nas regiões de campo, onde considerou-se a sua introdução a partir da década de 90.

De um modo geral, pode ser observado que nos municípios pertencentes às regiões de campo (Cruz Alta, Passo Fundo + Carazinho, Santo Ângelo e Vacaria), a menor adição anual de C pela parte aérea das culturas ocorreu no período de 1950 a 1980. Neste período, a cultura do trigo apresentou a menor adição anual de C, na faixa de 0,5 Mg ha⁻¹ em Cruz Alta e um pouco superior nos demais municípios. Por outro lado, as maiores adições anuais de C ocorreram na cultura do milho, sendo estas superiores a 1,0 Mg ha⁻¹ nos municípios de Cruz Alta e Passo Fundo + Carazinho, em torno de 1,0 Mg ha⁻¹ em Vacaria e de 0,8 Mg ha⁻¹ em Santo Ângelo. A cultura da soja apresentou comportamento intermediário, com adição na faixa de 0,5 a 1,0 Mg ha⁻¹. Já a partir de 1980, houve o incremento na adição anual de C das culturas em todos os municípios, principalmente nas culturas de soja e milho.

TABELA 7. Rendimento médio de grãos e adição anual de carbono pela parte aérea das culturas de soja, milho e trigo, nos municípios pertencentes às regiões de campo e floresta.

| Município | Período | Soja | | Milho | | Trigo | |
|---------------------------------|-----------|------------------|-----------------------------|------------------|----------------|------------------|----------------|
| | | Rendim. Grãos | Adição ¹ de C | Rendim. Grãos | Adição De C | Rendim. Grãos | Adição de C |
| Mg há ⁻¹ | | | | | | | |
| Cruz Alta | 1950-1960 | - | - | 1,48 | 1,10 | 0,71 | 0,53 |
| | 1961-1970 | 0,64 | 0,46 | 1,37 | 1,02 | 0,78 | 0,58 |
| | 1971-1980 | 1,11 | 0,82 | 0,84 | 0,62 | 0,75 | 0,56 |
| | 1981-1990 | 1,58 | 1,17 | 2,52 | 1,51 | 1,31 | 0,79 |
| | 1991-1995 | 1,76 | 1,31 | 3,54 | 2,12 | 1,50 | 0,90 |
| Passo Fundo + Carazinho | 1950-1960 | - | - | 1,65 | 1,23 | 0,77 | 0,57 |
| | 1961-1970 | 0,79 | 0,59 | 1,69 | 1,26 | 0,95 | 0,71 |
| | 1971-1980 | 1,44 | 1,07 | 1,51 | 1,12 | 0,75 | 0,56 |
| | 1981-1990 | 1,51 | 1,12 | 2,07 | 1,24 | 1,57 | 0,94 |
| | 1991-1995 | 1,80 | 1,34 | 3,58 | 2,15 | 1,82 | 1,09 |
| Santo Ângelo | 1950-1960 | 1,06 | 0,79 | 1,05 | 0,78 | 0,84 | 0,62 |
| | 1961-1970 | 0,88 | 0,65 | 1,04 | 0,77 | 1,08 | 0,80 |
| | 1971-1980 | 1,28 | 0,95 | 1,29 | 0,96 | 0,84 | 0,62 |
| | 1981-1990 | 1,32 | 0,98 | 1,92 | 1,15 | 1,15 | 0,69 |
| | 1991-1995 | 1,50 | 1,11 | 2,62 | 1,57 | 1,38 | 0,83 |
| Vacaria | 1950-1960 | - | - | 1,43 | 1,06 | 0,82 | 0,61 |
| | 1961-1970 | - | - | 1,24 | 0,92 | 0,91 | 0,68 |
| | 1971-1980 | 1,35 | 1,00 | 1,35 | 1,00 | 1,14 | 0,85 |
| | 1981-1990 | 1,51 | 1,12 | 1,67 | 1,00 | 1,41 | 0,85 |
| | 1991-1995 | 1,90 | 1,41 | 2,50 | 1,50 | 2,24 | 1,34 |
| Erechim | 1950-1960 | 1,53 | 1,14 | 1,52 | 1,13 | 0,86 | 0,64 |
| | 1961-1970 | 0,93 | 0,69 | 1,90 | 1,41 | 0,77 | 0,57 |
| | 1971-1980 | 1,47 | 1,09 | 1,59 | 1,18 | 0,68 | 0,51 |
| | 1981-1990 | 1,46 | 1,08 | 2,24 | 1,34 | 1,58 | 0,95 |
| | 1991-1995 | 1,86 | 1,38 | 3,16 | 1,90 | 1,54 | 0,92 |
| Ijuí + Santa Rosa | 1950-1960 | 1,51 | 1,12 | 1,17 | 0,87 | 0,70 | 0,52 |
| | 1961-1970 | 1,16 | 0,86 | 1,24 | 0,92 | 0,86 | 0,64 |
| | 1971-1980 | 1,39 | 1,03 | 1,30 | 0,97 | 0,81 | 0,60 |
| | 1981-1990 | 1,57 | 1,17 | 2,24 | 1,34 | 1,18 | 0,71 |
| | 1991-1995 | 1,63 | 1,21 | 3,18 | 1,91 | 1,41 | 0,85 |

Índices de colheiras (IC) utilizados: soja - IC = 0,35; milho - IC = 0,35 até 1980 e IC = 0,40 após 1980; trigo - IC = 0,35 até 1980 e IC = 0,40 após 1980.

Nos municípios pertencentes às regiões de floresta (Erechim e Ijuí + Santa Rosa), o trigo novamente foi a cultura com menor adição anual de C, em torno de 0,5 a 0,6 Mg ha⁻¹ no período de 1950 a 1980, e de 0,7 a 1,0 Mg ha⁻¹ no período de 1981 a 1995. Na cultura da soja, a adição anual de C situou-se em torno de 1,1 Mg ha⁻¹ no período de 1950 a 1980, com exceção da década de 60, onde a adição anual média foi reduzida em ambas as regiões. Já a partir da década de 90, houve a tendência de incremento na adição anual de C, passando de 1,1 para 1,4 Mg ha⁻¹ no município de Ercechim, enquanto que nos municípios de Ijuí + Santa Rosa, o aumento foi menor. Com relação à cultura do milho, pode ser observado um incremento gradual e praticamente constante da adição anual de C, partindo de valores entre 0,9 a 1,1 Mg ha⁻¹ na década de 50 e alcançando a faixa de 1,90 Mg ha⁻¹ no período de 1991 a 1995.

6.3. Dinâmica do CO do solo pela simulação dos cenários de manejo

6.3.1 Solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo

Para as regiões com vegetação original de campo, inicialmente foi simulado o crescimento de uma pastagem nativa durante um longo período de tempo (5000 anos), suficiente para a obtenção dos compartimentos de CO do solo na condição estável. Neste tópico serão apresentados os valores de CO total do solo, equivalentes à soma dos compartimentos ativo, lento e passivo. Nesta simulação, considerou-se a existência do campo nativo até 1950 e, a partir de 1951, o início da expansão da agricultura, sendo que os cenários de manejo procuraram contemplar as principais práticas de manejo utilizadas durante a expansão agrícola nas áreas de campo, no Planalto do RS. Neste sentido, na Tabela 8 são apresentados cenários e eventos de manejo utilizados na simulação.

6.3.1.1 Solo da Unidade de Mapeamento Cruz Alta (LVd)

Os resultados da simulação dos cenários de manejo para o solo da UM Cruz Alta são apresentados na Figura 11. Na Figura 11a, são apresentados os conteúdos de CO relativos à camada de simulação, a qual

TABELA 8. Descrição dos cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo.

| Cenário de Manejo | Período | Eventos de manejo | Adição de carbono pelo Sistema de cultura | | | | Perda de solo por erosão |
|-------------------|-----------|---|---|-------------|--------------|---------|--------------------------|
| | | | Cruz Alta | Passo Fundo | Santo Ângelo | Vacaria | |
| | | | Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | | | |
| 1 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 | 2,1 | 2,2 | 2,3 | 6,0 |
| | 1971-2050 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 | 2,6 | 2,8 | 2,6 | 12,0 |
| 2 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 | 2,1 | 2,2 | 2,3 | 6,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 | 2,6 | 2,8 | 2,6 | 12,0 |
| | 1981-2050 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,4 | 3,8 | 3,6 | 3,1 | 4,0 |
| 3 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 | 2,1 | 2,2 | 2,3 | 6,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 | 2,6 | 2,8 | 2,6 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,4 | 3,8 | 3,6 | 3,1 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho | 5,4 | 5,4 | 5,4 | 5,3 | 1,5 |
| 4 | 1951-1970 | PC Trigo/pousio com presença de invasoras | 2,0 | 2,1 | 2,2 | 2,3 | 6,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, com queima anual da palha do trigo | 2,4 | 2,6 | 2,8 | 2,6 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,4 | 3,8 | 3,6 | 3,1 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/milho | 6,0 | 6,0 | 6,0 | 5,8 | 1,5 |

PC: preparo convencional; PR: preparo reduzido; PD: plantio direto

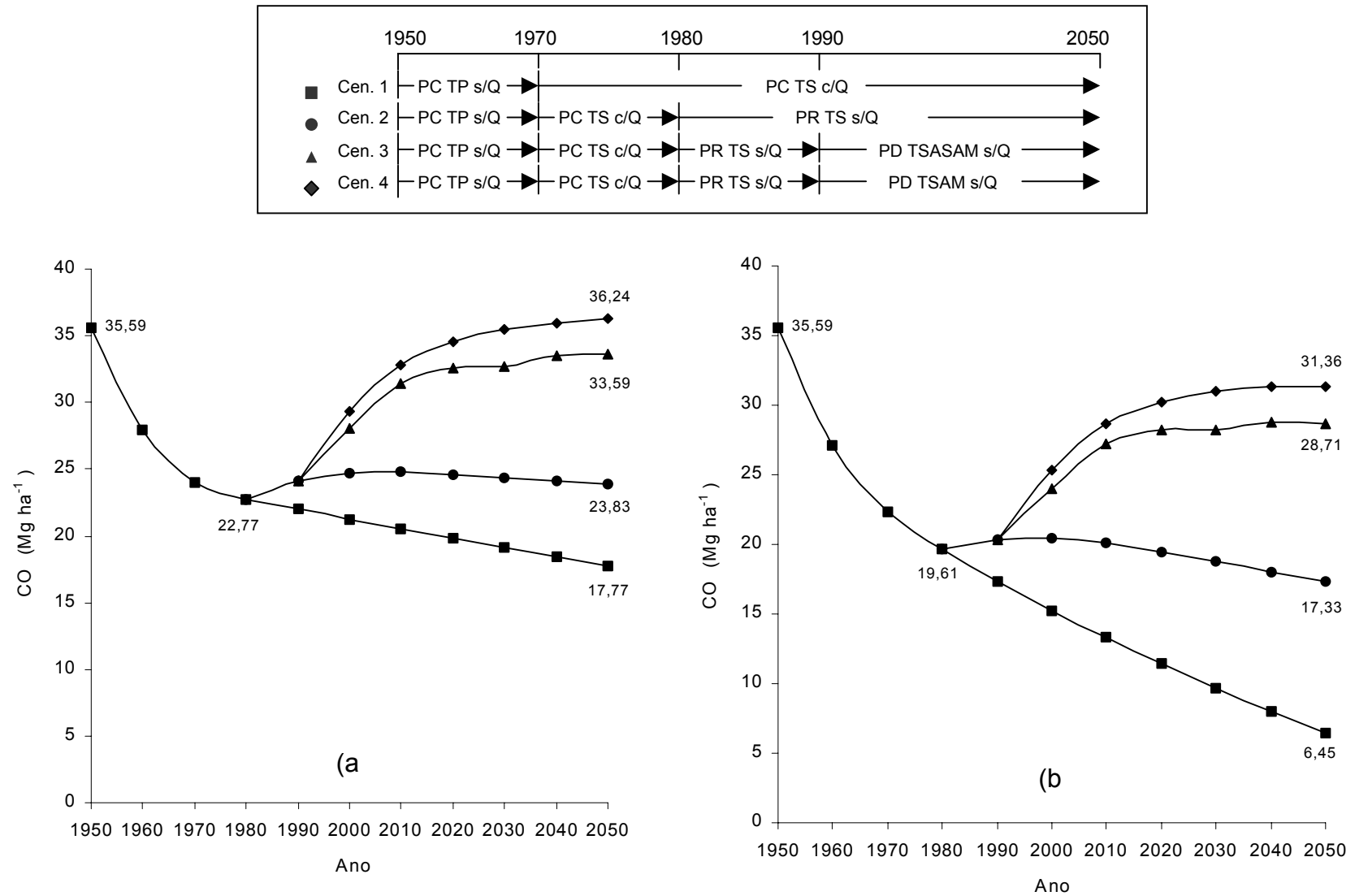


FIGURA 11. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e na camada de 0 a 20 cm sem a compensação (b), para o solo da UM Cruz Alta (LVd), sob vegetação original de campo.

inclui o CO proveniente da camada de solo abaixo de 20 cm. Esta camada é utilizada pelo modelo para compensar a camada superficial de solo perdida por erosão, visando manter uma espessura fixa de 20 cm durante todo o período de simulação. Já na Figura 11b, os valores de CO são relativos apenas à camada original de 20 cm e foram obtidos desconsiderando-se o CO proveniente da camada de solo inferior a 20 cm.

Inicialmente, pode ser observado que o comportamento das curvas difere de acordo com o procedimento utilizado. No primeiro caso (Figura 11a), os conteúdos de CO do solo são sempre superiores, uma vez que a perda de CO da superfície por erosão é parcialmente compensada pelo CO proveniente da camada abaixo de 20 cm. Embora este procedimento utilizado pelo modelo represente o fenômeno tal como ocorre no campo, ele subestima a perda real pelos processos de decomposição microbiana e erosão, uma vez que sob o conteúdo de CO presente no solo está embutida uma determinada quantidade de CO proveniente da camada de solo abaixo de 20 cm.

Neste sentido, na Figura 12 pode ser visualizado o procedimento que o modelo utiliza durante a simulação. Os valores de CO perdidos por erosão e incorporados da camada abaixo de 20 cm foram obtidos das variáveis de saída do modelo (*sclosa* e *lhzcac*, respectivamente). Tomando-se como referência o período de 1951 a 1980, pode ser observado que o conteúdo de CO do solo, relativo à profundidade original de 20 cm ($19,61 \text{ Mg ha}^{-1}$) é inferior ao apresentado na Figura 11a ($22,77 \text{ Mg ha}^{-1}$) pois não contabiliza o CO da camada inferior. Desta forma, a estimativa das alterações no conteúdo de CO deve ser feita desconsiderando o CO proveniente da camada inferior, permitindo, neste caso, comparar os valores de CO em relação ao campo nativo, cujo estoque inicial de CO foi obtido pela análise da amostra de solo coletada na camada de 0 a 20 cm.

Os resultados da simulação a partir desta abordagem são apresentados na Figura 11b. O cenário de manejo 1 procurou retratar os principais eventos de manejo utilizados durante a expansão da agricultura na região do Planalto do RS no período de 1951 a 1980. Este cenário englobou o uso de sistemas de culturas com baixa adição de C via fitomassa (parte aérea + raízes) e alto revolvimento do solo (PC trigo/pousio) no período de 1951 a 1970 e a introdução da cultura da soja em substituição ao pousio, juntamente

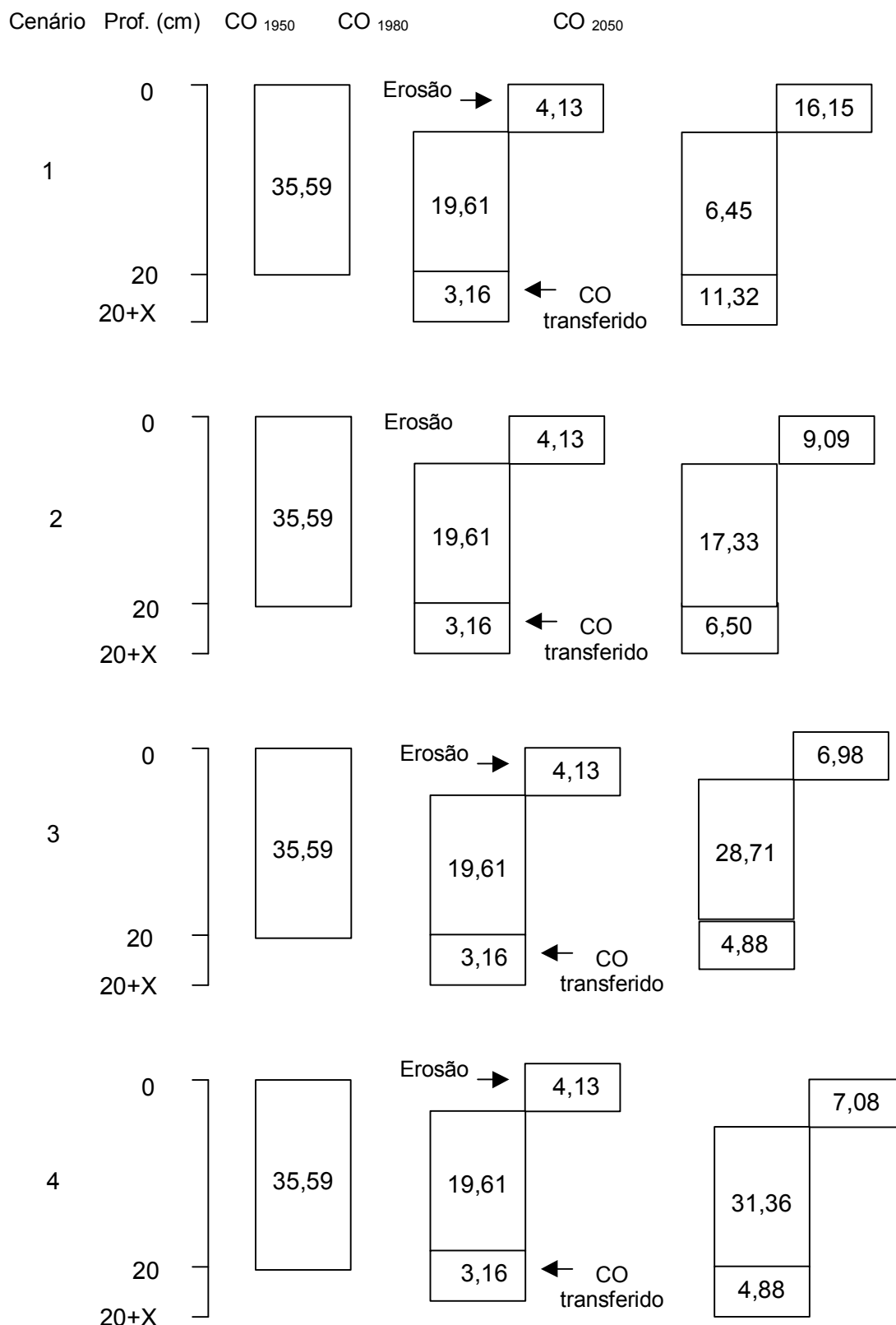


FIGURA 12. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Cruz Alta (LVd), sob vegetação original de campo.

com a queima anual dos resíduos culturais do trigo durante a década de 70 (PC trigo/soja, com queima). A adição média anual de C pelos sistemas de cultura e as perdas de solo por erosão utilizadas na simulação, constam na Tabela 8.

Considerando os 30 primeiros anos de simulação, a utilização de práticas de manejo inadequadas (baixa adição de C, alto revolvimento do solo e uso do fogo) resultou no decréscimo no conteúdo estimado de CO do solo de 35,59 Mg ha⁻¹ para 19,61 Mg ha⁻¹ (Figura 11b). Esta diferença, representou uma perda estimada de 15,98 Mg ha⁻¹ de CO, equivalente à redução de 45% no estoque de CO em relação ao sistema estável (campo nativo).

Assumindo, para o período de 1981 a 2050, a manutenção dos mesmos eventos de manejo (PC trigo/soja, com queima), o conteúdo de CO do solo no cenário de manejo 1 continuou decrescendo, atingindo, no ano de 2050, um estoque final de 6,45 Mg ha⁻¹ de CO. Considerando todo o período da simulação, o modelo estimou uma perda de CO, pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão, de 29,14 Mg ha⁻¹ de CO, equivalente à redução de 82% no estoque de CO em relação ao campo nativo.

A partir dos valores de CO apresentados na Figura 12, foi estimada a contribuição dos processos de decomposição microbiana líquida e erosão sobre a variação no conteúdo de CO do solo nos períodos de 1951 a 1980 e 1981 a 2050 (Tabela 9). Os valores relativos à decomposição microbiana líquida foram obtidos descontando-se a perda de CO por erosão do total de CO perdido na camada (equação 7). A decomposição microbiana líquida representa o balanço parcial líquido entre a quantidade total de C adicionado pelas culturas e a mineralização do C adicionado mais o CO presente no solo.

No primeiro período de avaliação (1951 a 1980), a decomposição microbiana líquida foi negativa, sendo o processo responsável pela maior parte do decréscimo no conteúdo de CO do solo. Da quantidade total de CO perdido neste período (15,98 Mg ha⁻¹), este processo participou com 74% das perdas. No período de 1981 a 2050 a decomposição microbiana líquida teve uma participação bem menor sobre as perdas de CO em relação ao período anterior, enquanto que a erosão foi o processo predominante.

Resultados semelhantes foram obtidos no Canadá por Pennock et al. (1994). Os autores, avaliando a dinâmica da MO em áreas com agricultura

TABELA 9. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Cruz Alta sob vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm.

| Cenário de manejo | 1951 - 1980 | | | 1981 - 2050 | | | 1951 - 2050 | | |
|---|--|------------------|---------|--|------------------|---------|--|------------------|---------|
| | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda Por Erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda Por erosão | Total | Decomp. Microbiana Líquida ¹⁾ | Perda Por Erosão | Total |
| Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | | | | |
| 1 | - 11,85 | - 4,13 | - 15,98 | - 1,14 | - 12,02 | - 13,16 | - 12,99 | - 12,15 | - 29,14 |
| 2 | - 11,85 | - 4,13 | - 15,98 | + 2,68 | - 4,96 | - 2,28 | - 9,17 | - 9,09 | - 18,26 |
| 3 | - 11,85 | - 4,13 | - 15,98 | + 11,95 | - 2,85 | + 9,10 | + 0,10 | - 6,98 | - 6,88 |
| 4 | - 11,85 | - 4,13 | - 15,98 | + 14,3 | - 2,95 | + 11,75 | + 2,85 | - 7,08 | - 4,23 |
| Relativo ao cenário de manejo 1 ²⁾ | | | | | | | | | |
| 2 | | | - | + 3,82 | + 7,06 | + 10,88 | | | |
| 3 | | | - | + 13,09 | + 9,17 | + 22,26 | | | |
| 4 | | | - | + 15,84 | + 9,07 | + 24,91 | | | |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

convencional durante 80 anos, observaram que a mineralização foi responsável pelas maiores perdas de CO durante os primeiros 22 anos de cultivo, enquanto que no período seguinte, a erosão foi o processo mais importante. Posteriormente, Pennock et al. (2001), com base nos resultados obtidos no trabalho citado anteriormente, verificaram que o modelo CENTURY simulou corretamente a variação no conteúdo de CO do solo e a participação destes processos sobre as perdas de CO.

Este comportamento está associado a presença de frações orgânicas com diferenças na estabilidade e/ou proteção à decomposição. Assim, nos primeiros anos após a alteração do sistema natural para um sistema agrícola caracterizado pelo baixo aporte de C e alto revolvimento do solo, ocorre a rápida decomposição da fração lábil da MO. O preparo convencional do solo é outro fator que exerce grande influência sobre as frações orgânicas, uma vez que ocasiona a ruptura dos agregados, expondo frações anteriormente protegidas no interior dos agregados ao ataque microbiano. Após um determinado período de tempo, os compartimentos lábil e protegido estruturalmente tendem a atingir uma nova condição estável, porém bastante inferior à condição original, permanecendo no solo, frações orgânicas mais resistentes à decomposição, como aquelas protegidas pela interação com a fração mineral do solo (proteção coloidal). Neste caso, a atividade microbiana também é reduzida, aumentando em importância o processo erosivo sobre as perdas subsequentes de CO do solo.

Os cenários de manejo 2 a 4 foram elaborados com os mesmos eventos de manejo que o cenário anterior até o ano de 1980. Conseqüentemente, as perdas de CO foram da mesma magnitude. A partir de 1981 os eventos de manejo foram alterados, procurando-se incorporar as principais mudanças de manejo do solo utilizadas nas décadas de 80 e 90.

No cenário de manejo 2, houve a substituição do preparo convencional pelo preparo reduzido e a eliminação da queima anual dos resíduos culturais do trigo (PR trigo/soja, sem queima). Este último fator (eliminação do fogo) proporcionou o aumento na adição média anual de C pelas culturas, passando de 2,4 para 3,4 Mg ha⁻¹. Além disso, devido ao menor grau de revolvimento do solo, foi atribuída menor taxa de perda de solo por erosão em relação ao período anterior (Tabela 8).

Para os cenários de manejo 3 e 4, além destas alterações nos eventos de manejo, a partir de 1991 houve a introdução do plantio direto combinado com a utilização de culturas com maior aporte de C (aveia e milho). No cenário de manejo 3, o milho foi incluído no sistema de cultura a cada 3 anos, enquanto que a aveia substituiu o trigo em dois dos três anos da sucessão (PD, trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho). No cenário de manejo 4, estas culturas foram utilizadas a cada dois anos (PD, trigo/soja, aveia/milho). Consequentemente, houve o aumento na adição média anual de C via fitomassa para $5,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ no cenário de manejo 3 e $6,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ no cenário de manejo 4. Com a utilização do plantio direto foi atribuída uma menor taxa de perda de solo por erosão nestes cenários (Tabela 8).

As alterações nos eventos de manejo a partir de 1981, propiciaram recuperações diferenciadas nos conteúdos de CO do solo nos 3 cenários de manejo, em função de diferenças quanto a adição de C via fitomassa, grau de revolvimento do solo e taxas de perda de solo por erosão. No cenário de manejo 2, o modelo estimou um ligeiro incremento no conteúdo de CO no período de 1981 a 2000. No entanto, a partir deste período, o conteúdo de CO decresceu novamente, atingindo um estoque de $17,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO no final da simulação. O decréscimo de CO neste período provavelmente está associado à manutenção de uma taxa de erosão de $4,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Pela análise da Tabela 9, pode ser observado que no período de 1981 a 2050, o aumento no aporte anual de C via fitomassa proporcionou um balanço positivo entre adições de C pelas plantas e perdas de CO do solo por decomposição. Entretanto, a perda de CO por erosão foi maior, resultando num balanço negativo de $2,28 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO. Este resultado indica que o cenário de manejo 2 possui uma baixa capacidade de recuperação do CO perdido, especialmente quando são considerados longos períodos de tempo.

Os cenários de manejo 3 e 4, por contemplarem a utilização de melhores eventos de manejo (alta adição de C e mínimo revolvimento do solo), proporcionaram a recuperação parcial do CO perdido no período anterior (Figura 11b). Em relação ao conteúdo de CO do solo em 1980 ($19,61 \text{ Mg ha}^{-1}$), os cenários de manejo 3 e 4 apresentaram aumentos estimados de 9,10 e $11,75 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, respectivamente, tendo na redução das perdas de solo por erosão, redução na taxa de decomposição do CO do solo e no maior aporte

anual de C, que resultou em balanço positivo de CO no solo, os principais fatores responsáveis pelo acúmulo de CO (Tabela 9). Pelo comportamento das curvas, os maiores incrementos de CO ocorreram nos primeiros 20 a 30 anos após a mudança nos eventos de manejo, tendendo a valores estáveis de CO no solo no final do período da simulação. Considerando o período de 1981 a 2000, os cenários de manejo 3 e 4 apresentaram taxas de acúmulo de CO, em relação ao cenário de manejo 1, de 0,44 e 0,51 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente.

O aumento no conteúdo de CO a partir de uma condição de solo degradado, pela utilização de sistemas de cultura com grande aporte de C combinado a métodos de preparo do solo com mínimo revolvimento do solo, também foi observado por Bayer (1996) e Amado et al. (2001) em solos da Depressão Central do RS. Bayer (1996) avaliando a dinâmica da matéria orgânica em experimento de longa duração, envolvendo sistemas de cultura com variação no grau de revolvimento do solo e aporte de C, observou que a utilização durante 9 anos do sistema PD aveia+vica/milho+caupi (maior taxa de adição de C e menor taxa de decomposição da MO) resultou no acúmulo de 11,0 Mg ha⁻¹ de CO na camada de 0-17,5 cm em relação ao sistema PC aveia/milho (menor taxa de adição de C e maior taxa de decomposição da MO). Este valor, correspondeu a uma taxa de incremento de 1,22 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de CO. Amado et al. (2001), em experimento de longa duração envolvendo diferentes sistemas de cultura com a utilização de plantas de cobertura, observaram, após 8 anos, aumento no estoque de CO do solo de 5,42 Mg ha⁻¹ no sistema milho+mucuna em relação ao pousio/milho. Em relação ao estoque original de CO do solo, os autores observaram taxas de acúmulo de CO, do quarto ao oitavo ano e para a camada de 0 a 10 cm, de 1,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no sistema milho+mucuna e de 0,95 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no sistema milho+feijão-deporco.

Considerando o campo nativo como um padrão de referência, no qual existe a igualdade entre adições e perda de CO e seu conteúdo não varia ao longo do tempo, pode ser observado que os cenários de manejo 3 e 4, apesar do incremento no conteúdo de CO, não conseguiram recuperar todo o CO perdido. Estes cenários atingiram, no final da simulação, estoques de CO equivalentes a 81 e 88% daquele existente no campo nativo, significando que ainda existe um balanço negativo de CO no solo.

O fato destes cenários de manejo não terem recuperado todo o CO perdido, provavelmente está mais relacionado com a quantidade de C adicionada pelos sistemas de cultura do que propriamente com a capacidade do solo em acumular CO. Esta afirmação é amparada pelos resultados obtidos por Lovato (2001). O autor avaliando a dinâmica da MO com a utilização de um modelo unicompartmental (Woodruff, 1949), num solo com teor de argila semelhante ao solo desta UM, observou que o sistema de cultura aveia+vica/milho+caupi, sem aplicação de N mineral (adição anual de C de $6,90 \text{ Mg ha}^{-1}$) e mínimo revolvimento do solo (PD), apresentou um conteúdo estimado de CO de $51,11 \text{ Mg ha}^{-1}$ na condição estável, superando a quantidade de CO do campo nativo ($44,76 \text{ Mg ha}^{-1}$). Com aplicação de 180 Kg ha^{-1} de N, a adição anual de C neste sistema de cultura aumentou para $7,83 \text{ Mg ha}^{-1}$ e o conteúdo estimado de CO atingiu um valor ainda maior ($58,0 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Outra informação que pode ser obtida através dos resultados da simulação diz respeito às diferenças no estoque final de CO do solo nos cenários de manejo 2 a 4 em relação ao pior cenário de manejo (cenário 1), em função das alterações nos eventos de manejo a partir de 1981. Neste sentido, a utilização de sistemas de cultura com maior aporte anual de C, associado com a redução no grau de revolvimento do solo e eliminação do fogo, resultou em grandes incrementos no conteúdo de CO do solo (Tabela 9). Para o cenário de manejo 2, o modelo estimou um acúmulo de $10,88 \text{ Mg ha}^{-1}$, sendo que a redução nas perdas de solo por erosão foi o principal fator responsável por esta diferença. Para os cenários de manejo 3 e 4, foram estimados acúmulos de $22,3$ e $24,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, respectivamente. Neste caso, ao lado do mínimo revolvimento, o aumento na adição anual de C pelos sistemas de culturas foi o fator que mais contribuiu para o acúmulo de CO no solo.

6.3.1.2 Solo da Unidade de Mapeamento Passo Fundo (LVd)

Os resultados da simulação dos cenários de manejo para o solo da UM Passo Fundo são apresentados na Figura 13. Os conteúdos estimados de CO para a camada de simulação, isto é, incluindo o CO incorporado da camada abaixo de 20 cm são apresentados na Figura 13 a, enquanto os valores de CO relativos à profundidade original de 0 a 20 cm são apresentados na Figura 13b.

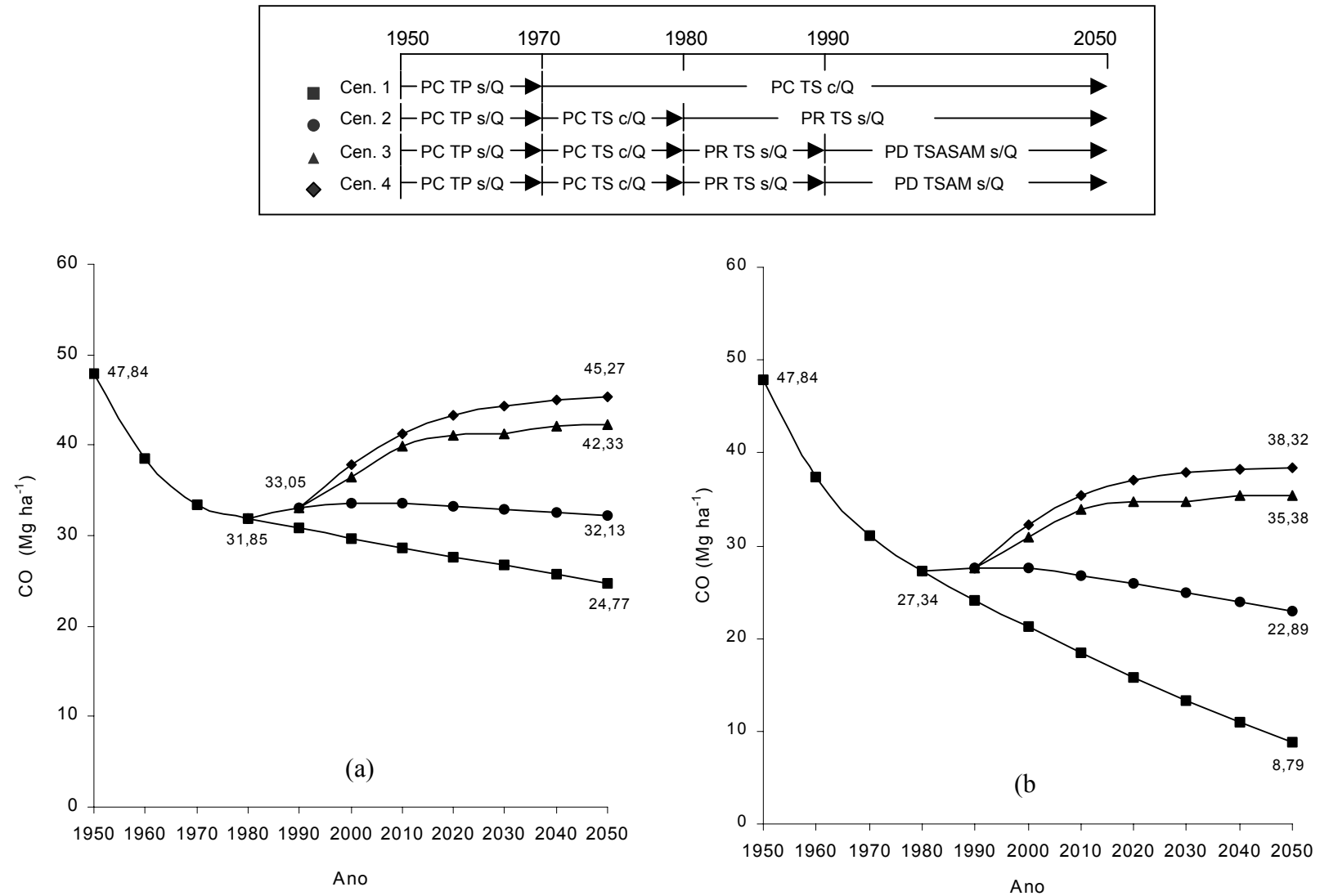


FIGURA 13. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e na camada de 0 a 20 cm sem a compensação (b), para o solo da UM Passo Fundo (LVd), sob vegetação original de campo.

A exemplo do apresentado para o solo da UM anterior, pode ser observado que existe diferenças no comportamento das curvas entre as duas Figuras quanto aos conteúdos de CO do solo nos cenários de manejo, sendo que na Figura 13b estes são sempre menores. Esta diferença no comportamento das curvas ocorre porque a medida em que a camada superficial do solo é perdida por erosão, o modelo incorpora a camada de solo abaixo de 20 cm, mantendo uma camada fixa de 20 cm durante a simulação (Figura 13a). No outro caso (Figura 13b), esta camada não é levada em consideração. Como mencionado anteriormente, a discussão será feita com base nos resultados da Figura 13b.

No período de 1951 a 1980, todos os cenários de manejo foram compostos pelos mesmos eventos de manejo, ou seja, PC trigo/pousio no período de 1951 a 1970, com adição média anual de C de $2,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ e taxa anual de perda de solo por erosão de $6,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No período de 1971 a 1980 houve a substituição do pousio pela cultura da soja e os resíduos culturais do trigo foram queimados anualmente (PC trigo/soja, com queima). Mesmo com a queima da palha do trigo a adição média anual de C via fitomassa aumentou para $2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, devido a introdução da cultura da soja. Por outro lado, com a utilização de dois preparos anuais do solo para a implantação das culturas de trigo e soja foi atribuído o aumento na taxa de perda de solo por erosão para $12,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 8).

A utilização de práticas de manejo inadequadas (baixa adição de C, revolvimento intenso do solo e grandes perdas de solo por erosão) ocasionaram o decréscimo no conteúdo de CO do solo de $47,84$ para $27,33 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 13b). Assim, para os primeiros 30 anos de simulação, o modelo estimou uma perda de $20,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, correspondente à redução de, aproximadamente, 43% no estoque de CO em relação ao campo nativo. Pode ser observado na Tabela 10, obtida a partir dos valores de CO da Figura 14, que a exemplo do solo da UM anterior, a decomposição microbiana líquida também foi o processo responsável pela maior parcela das perdas de CO (70,7%) neste período.

Em termos relativos, a redução no estoque de CO deste solo foi da mesma magnitude daquela estimada para o solo da UM Cruz Alta (45%). Este resultado está associado às condições climáticas (temperatura e precipitação)

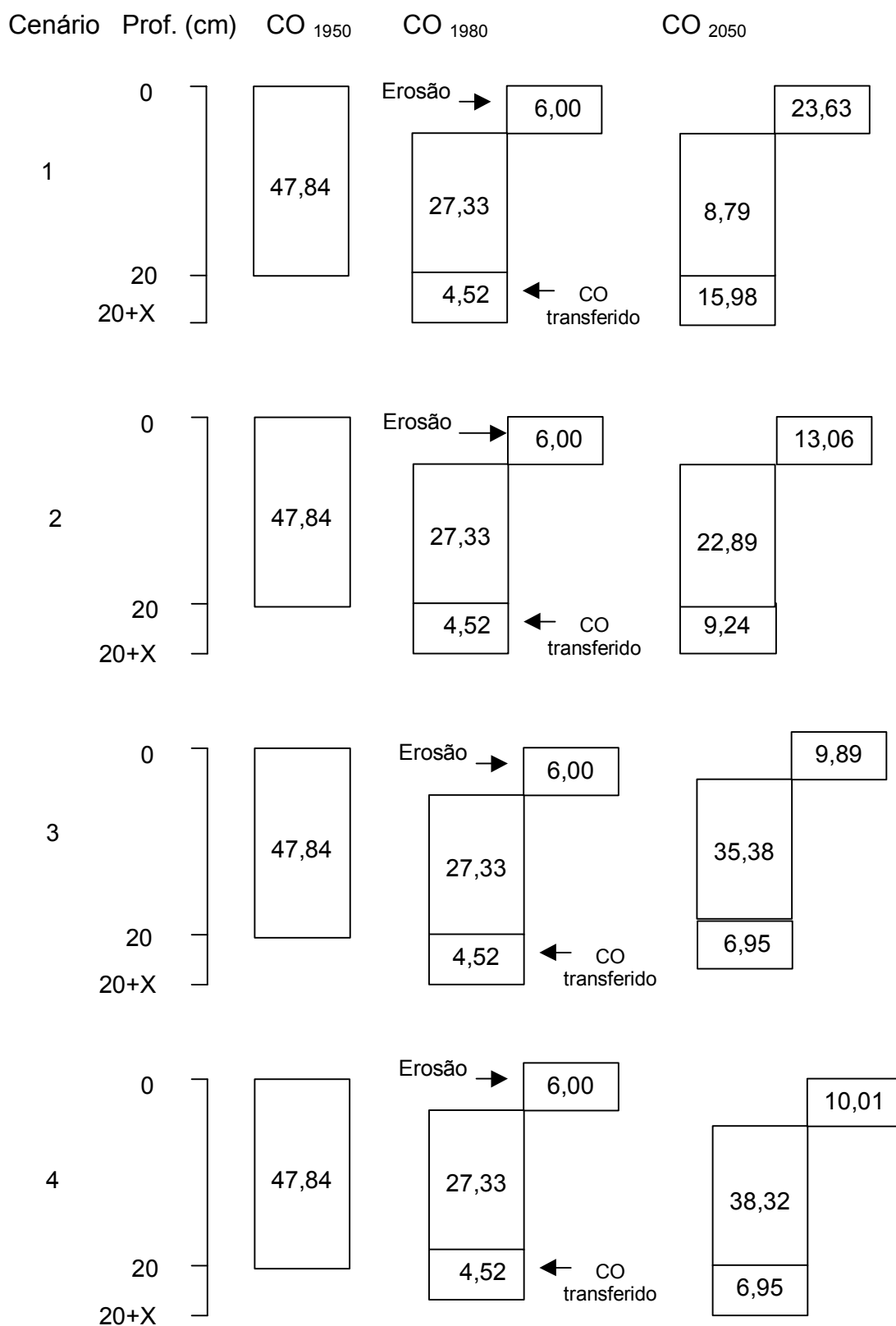


FIGURA 14. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20cm durante a simulação, para o solo da UM Passo Fundo (LVd), sob vegetação original de campo.

TABELA 10. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Passo Fundo sob vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm

| Cenário De Manejo | 1951 - 1980 | | | 1981 - 2050 | | | 1951 - 2050 | | |
|---|--|------------------------|---------|--|------------------------|---------|--|------------------------|---------|
| | Decomp. Microbiana Líquida ¹⁾ | Perda Por Erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. Microbiana Líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total |
| Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | | | | |
| 1 | - 14,51 | - 6,00 | - 20,51 | - 0,91 | - 17,63 | - 18,54 | - 15,42 | - 23,63 | - 39,05 |
| 2 | - 14,51 | - 6,00 | - 20,51 | + 2,62 | - 7,06 | - 4,44 | - 11,89 | - 13,06 | - 24,95 |
| 3 | - 14,51 | - 6,00 | - 20,51 | + 11,94 | - 3,89 | + 8,05 | - 2,57 | - 9,89 | - 12,46 |
| 4 | - 14,51 | - 6,00 | - 20,51 | + 15,0 | - 4,01 | +10,99 | + 0,49 | - 10,01 | - 9,52 |
| Relativo ao cenário de manejo 1 ²⁾ | | | | | | | | | |
| 2 | | | - | + 3,53 | + 10,57 | + 14,10 | | | |
| 3 | | | - | + 12,85 | + 13,74 | + 26,59 | | | |
| 4 | | | - | + 15,91 | + 13,62 | + 29,53 | | | |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

e teores de argila semelhantes entre os solos, uma vez que as demais variáveis (adição de C e perda de solo por erosão) foram praticamente iguais.

No período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 1 manteve os mesmos eventos de manejo utilizados no período de 1971 a 1980 (PC trigo/soja, com queima), caracterizando-se como o pior cenário de manejo. Nesta condição, o conteúdo de CO do solo continuou decrescendo, atingindo um valor de 8,79 Mg ha⁻¹ no final da simulação (Figura 13b). Neste período, o modelo estimou uma perda de 18,54 Mg ha⁻¹ de CO, sendo a erosão o processo responsável por 95% das perdas (Tabela 10). Somadas às perdas do período anterior, este cenário de manejo apresentou uma redução de, aproximadamente, 82% no estoque de CO em relação ao campo nativo.

Os demais cenários de manejo apresentaram alterações nos eventos de manejo em relação ao cenário anterior, especialmente quanto ao grau de revolvimento do solo, aporte de C pelos sistemas de cultura e perdas de solo por erosão. No cenário de manejo 2, houve a substituição do PC pelo PR e a eliminação do fogo (PR trigo/soja, sem queima), com aumento na adição anual de C via fitomassa de 2,6 para 3,8 Mg ha⁻¹ e redução da taxa de perda de solo por erosão de 12,0 para 4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

A melhoria nos eventos de manejo refletiu-se no incremento no conteúdo de CO do solo neste cenário de manejo comparativamente ao cenário anterior. No período de 1981 a 2050 o modelo estimou um acúmulo de 14,10 Mg ha⁻¹ de CO (Figura 13b). Como pode ser observado na Tabela 10, este acúmulo ocorreu devido a dois fatores: a redução nas perdas de CO por erosão de 17,63 para 7,06 Mg ha⁻¹ e o aumento na adição de C via fitomassa, que resultou em balanço positivo entre adição e decomposição do CO do solo..

Por outro lado, quando comparado ao valor de CO do solo em 1980, o cenário de manejo 2 ainda continuou perdendo CO, sendo que no período de 1981 a 2050 o modelo estimou o decréscimo no conteúdo de CO de 27,33 para 22,89 Mg ha⁻¹, equivalente a uma perda de 4,44 Mg ha⁻¹ de CO. Mesmo já apresentando um balanço parcial positivo entre adições e perdas de CO por decomposição microbiana de 2,62 Mg ha⁻¹, a perda de CO por erosão foi maior, resultando no balanço total negativo (Tabela 10).

Este resultado, indica a necessidade de mudança nos eventos de manejo neste cenário, quando se tem como objetivo a elevação no estoque de

CO do solo. Neste caso, as alterações devem ser voltadas, primeiramente, no sentido de diminuir as perdas de solo por erosão, uma vez que este processo foi responsável pela totalidade das perdas de CO do solo no período de 1981 a 2050. Num segundo momento, as alterações devem contemplar a utilização de sistemas de cultura com alta capacidade de adição de C via fitomassa, de forma a obter-se um balanço positivo entre adições de perdas de CO.

Os cenários 3 e 4 apresentaram os mesmos eventos de manejo que o cenário 2 até 1990. A partir de 1991 foram incluídos sistemas de cultura com maior aporte de C juntamente com a substituição do PC pelo PD. No cenário de manejo 3 (PD trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho) a adição anual de C aumentou de 3,8 para 5,4 Mg ha⁻¹, enquanto que no cenário de manejo 4 (PD trigo/soja, aveia/milho) esta aumentou de 3,8 para 6,0 Mg ha⁻¹. Devido a utilização do PD foi atribuída uma menor taxa de perda de solo por erosão em ambos os cenários (1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹).

A utilização de sistemas de cultura com maior aporte de C, combinado com a redução no grau de revolvimento do solo, proporcionou a recuperação parcial do CO perdido no período anterior. Pela análise da Tabela 10, pode ser observado que no período de 1981 a 2050 a adição de C via fitomassa superou as perdas de CO do solo por decomposição microbiana e erosão, resultando em incrementos de 8,05 e 10,99 Mg ha⁻¹ nos cenários de manejo 3 e 4, respectivamente. Mesmo com o aumento no conteúdo de CO do solo, estes cenários de manejo não conseguiram recuperar todo o CO perdido, atingindo, no final da simulação, estoques de CO correspondentes a 74 e 80% daquele existente no campo nativo.

Por outro lado, quando comparados ao cenário de manejo 1, no qual foram utilizadas as piores práticas de manejo (PC, uso do fogo e grande perda de solo por erosão), os cenários de manejo 3 e 4 apresentaram estoques finais de CO bastante superiores (Figura 13b). Nestes cenários, o modelo estimou acúmulos respectivos de 26,59 e 29,53 Mg ha⁻¹ de CO. Considerando os primeiros 20 anos após a melhoria dos eventos de manejo, os cenários 3 e 4, apresentaram acúmulos estimados de 0,41 e 0,55 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em relação ao cenário de manejo 1. Estas taxas são praticamente iguais às estimadas no solo anterior, provavelmente em função do conteúdo de argila e condições

climáticas (temperatura e precipitação) semelhantes entre as regiões de ocorrência destes solos.

As diferenças no conteúdo de CO do solo dos cenários de manejo 2 a 4, em relação ao cenário 1, nos dão uma idéia da importância das mudanças de manejo do solo adotadas no final da década de 70, no Planalto do RS. Caso os solos continuassem com o intenso processo de degradação (cenário 1), em curto período de tempo ocorreria a redução do estoque de CO do solo para níveis muito baixos, comprometendo a capacidade do solo no desempenho de suas funções.

6.3.1.3 Solo da Unidade de Mapeamento Santo Ângelo (LVdf)

Os resultados da simulação dos cenários de manejo para o solo da UM Santo Ângelo são apresentados na Figura 15. Os valores de CO para toda a camada de simulação são apresentados na Figura 15a, enquanto que para a camada original de 0 a 20 cm são apresentados na Figura 15b.

No período de 1951 a 1980, os cenários de manejo foram compostos pelos mesmos eventos utilizados nas UM anteriores, apenas com diferenças quanto a adição de C via fitomassa das culturas. No período de 1951 a 1970 (PC trigo/pousio), a adição média anual de C foi de $2,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ e foi estipulada uma taxa de perda de solo por erosão de $6,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A partir de 1971, com a introdução da cultura da soja em substituição do pousio, houve o aumento na adição anual de C para $2,8 \text{ Mg ha}^{-1}$. Com a queima anual dos resíduos culturais do trigo e o aumento no preparo do solo, foi atribuída uma maior taxa de perda de solo por erosão ($12,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

A utilização de sistemas de cultura com baixa adição de C, combinado com o alto grau de revolvimento do solo (PC), promoveram o declínio no conteúdo de CO do solo (Figura 15b). Nos primeiros 30 anos de simulação, o modelo estimou uma perda de $18,42 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, correspondente à redução de, aproximadamente, 34% no estoque original de CO. Na Tabela 11, elaborada a partir dos valores de CO da Figura 16, são apresentados a participação dos processos de decomposição microbiana e erosão sobre a variação no conteúdo de CO no solo. Pode ser observado que neste período, foram estimadas perdas de $10,21 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO por decomposição microbiana

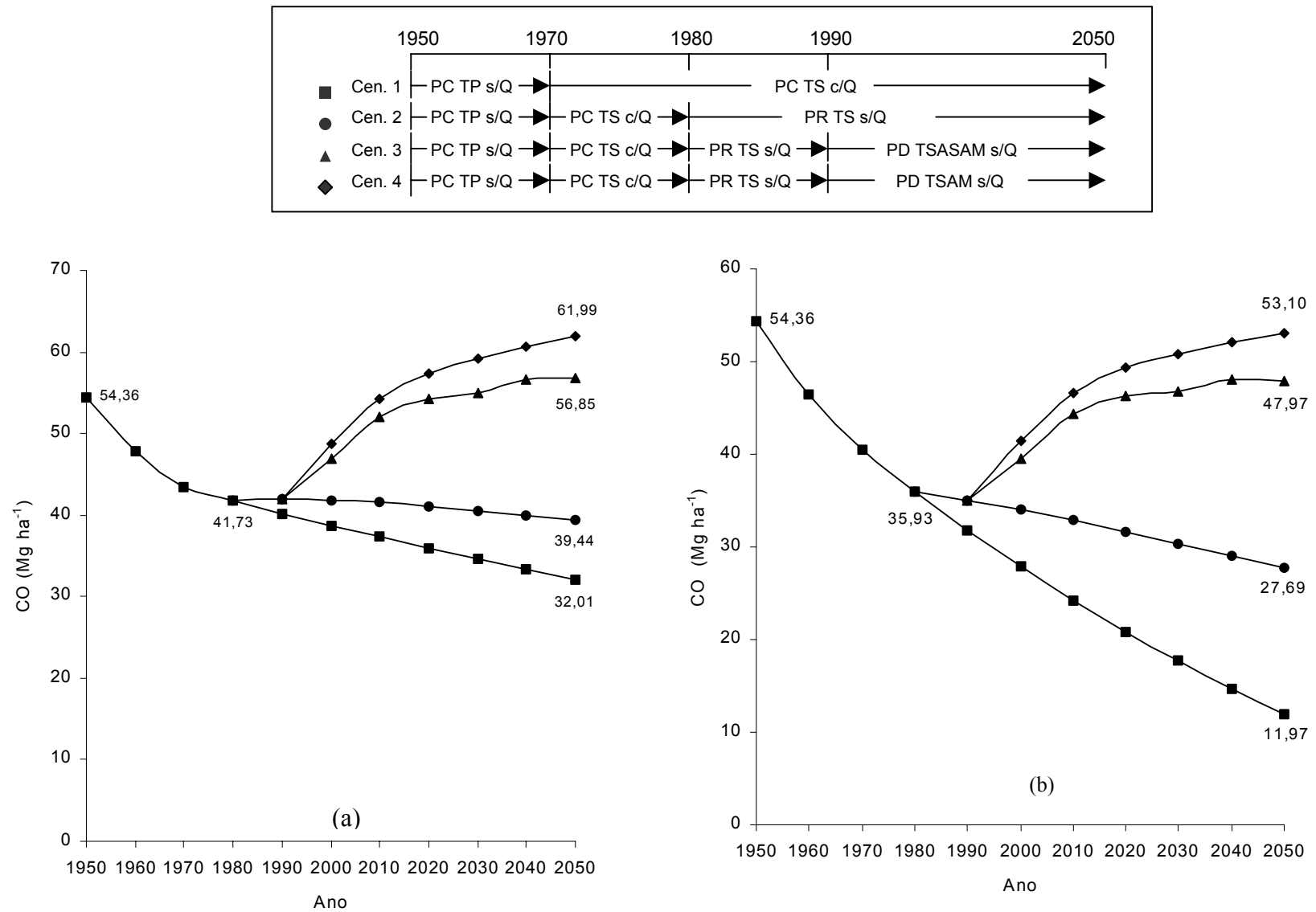


FIGURA 15. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e na camada de 0 a 20 cm sem a compensação (b), para o solo da UM Santo Ângelo (LVdf), sob vegetação original de campo.

TABELA 11. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Santo Ângelo sob vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm.

| Cenário de manejo | 1951 - 1980 | | | 1981 - 2050 | | | 1951 - 2050 | | |
|---|--|------------------|---------|--|------------------|---------|--|------------------|---------|
| | Decomp. Microbiana líquida ¹⁾ | Perda Por Erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por Erosão | Total |
| Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | | | | |
| 1 | - 10,21 | - 8,21 | - 18,42 | + 0,67 | - 24,64 | - 23,97 | - 9,54 | - 32,85 | - 42,39 |
| 2 | - 10,21 | - 8,21 | - 18,42 | + 1,17 | - 9,43 | - 8,34 | - 9,04 | - 17,64 | - 26,68 |
| 3 | - 10,21 | - 8,21 | - 18,42 | + 17,5 | - 5,47 | + 12,03 | + 7,29 | - 13,68 | - 6,39 |
| 4 | - 10,21 | - 8,21 | - 18,42 | + 22,84 | - 5,67 | + 17,17 | + 12,63 | - 13,88 | - 1,25 |
| Relativo ao cenário de manejo 1 ²⁾ | | | | | | | | | |
| 2 | | | - | + 0,50 | + 15,21 | + 15,71 | | | |
| 3 | | | - | + 16,83 | + 19,17 | + 36,00 | | | |
| 4 | | | - | + 22,17 | + 18,97 | + 41,14 | | | |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

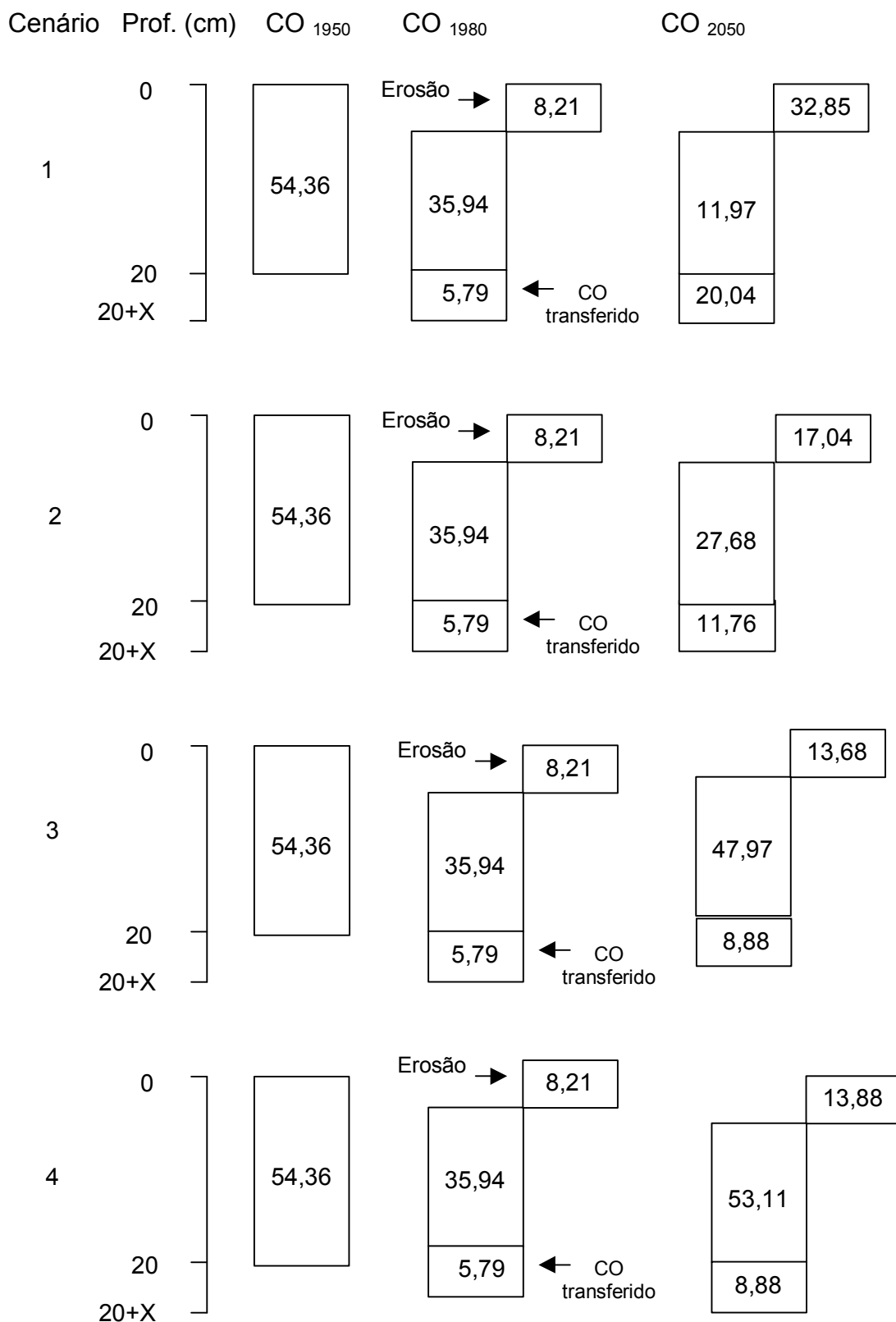


FIGURA 16. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Santo Ângelo (LVdf), sob vegetação original de campo.

líquida e $8,21 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO por erosão, indicando que o primeiro processo foi o principal responsável pelo declínio de CO do solo.

Em termos relativos, a redução no estoque estimado de CO neste solo foi inferior à estimada para os solos das UM anteriores (Cruz Alta e Passo Fundo). Considerando que as diferenças na adição de C via fitomassa entre os solos são pequenas e foram utilizados os mesmos eventos de manejo (método de preparo do solo e perdas de solo por erosão), este resultado pode ser explicado em função do maior teor de argila do solo da UM Santo Ângelo, conferindo maior grau de estabilidade à fração orgânica. Neste sentido, o modelo CENTURY assume, para o submodelo do CO, que a textura é um dos fatores que afetam a taxa de decomposição dos compartimentos de CO do solo, sendo que quanto maior a percentagem de argila, menores são estas taxas. Um outro fator que pode confirmar esta hipótese, foi a menor participação do processo de decomposição microbiana líquida sobre as perdas de CO neste solo (55,4%) em relação aos solos das UM anteriores (74% para o solo da UM Cruz Alta e 70,7% para o solo da UM Passo Fundo).

Este comportamento também foi observado por Bayer (1996) e Smith et al. (1997). Bayer (1996), utilizando o modelo unicompartmental (Woodruff, 1949) para a estimativa das taxas de decomposição (K_2) da MO em dois solos do RS, com variação na textura, estimou maior K_2 anual no solo Podzólico Vermelho-Escuro (4,9%) em relação ao Latossolo Roxo (1,4%), ambos sob preparo convencional. Segundo o autor, o menor K_2 no segundo solo foi devido ao maior teor da fração argila, conferindo maior estabilidade estrutural (MO protegida no interior dos agregados) e coloidal (interação da MO com a superfície dos minerais). Smith et al. (1997), avaliando as mudanças no conteúdo de CO para diversos solos do Canadá com o uso do modelo CENTURY, estimaram, para um período de 80 anos de simulação, perdas diferentes de CO de acordo com a textura dos solos. Para solos de textura arenosa, foi estimada uma redução média de 31% no estoque original de CO, decrescendo para 22,2% nos solos de textura média e 15,9% para solos argilosos. Os autores atribuíram este comportamento ao aumento no grau de proteção da MO à decomposição dos solos arenosos para os argilosos.

No período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 1 manteve os mesmos eventos de manejo utilizados no período de 1971 a 1980 (PC trigo/soja, com

queima). Nesta condição, o conteúdo de CO do solo continuou decrescendo, atingindo um valor final de $11,97 \text{ Mg ha}^{-1}$. Somadas às perdas do período anterior este cenário apresentou uma perda total de $42,39 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, correspondente à redução de 78% no estoque de CO em relação ao campo nativo.

A partir de 1981, os demais cenários apresentaram alterações nos eventos de manejo, com o objetivo de retratar as principais mudanças nas práticas de manejo utilizadas a partir da década 80, na região das Missões do RS. No cenário de manejo 2 houve a eliminação da queima dos resíduos culturais do trigo e a substituição do PC pelo PR. A adição média anual de C via fitomassa (parte aérea+raízes) aumentou de 2,8 para $3,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, enquanto que a taxa de perda de solo por erosão foi reduzida de 12,0 para $4,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Em relação ao cenário de manejo 1, o modelo estimou um incremento no conteúdo de CO do solo de $15,71 \text{ Mg ha}^{-1}$ no período de 1981 a 2050, sendo que a maior parte deste aumento ocorreu devido a redução na perda de CO por erosão de 24,64 para $9,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 11). No entanto, em relação ao conteúdo de CO presente no solo em 1980 ($35,93 \text{ Mg ha}^{-1}$), o cenário de manejo 2, apesar da melhoria nos eventos de manejo, ainda continuou perdendo CO. Assim, neste mesmo período, houve uma perda estimada de $8,34 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, tendo na erosão o processo responsável pelo declínio no conteúdo de CO do solo (Tabela 11).

Os cenários de manejo 3 e 4, apresentaram os mesmos eventos de manejo que o cenário 2 no período de 1981 a 1990. A partir de 1991, com a inclusão das culturas de aveia e milho, houve o aumento na adição média anual de C de $3,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ para 5,4 e $6,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente. Do mesmo modo, com a adoção do PD, foi atribuída uma menor taxa de perda de solo por erosão para ambos os cenários ($1,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

A combinação destes fatores (maior adição de C, mínimo revolvimento e menor perda de solo), proporcionou o incremento no conteúdo de CO do solo (Figura 15b). Considerando os primeiros 20 anos após a mudança nos eventos de manejo, os cenários de manejo 3 e 4 tiveram taxas de acúmulo de 0,6 e $0,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Estes valores são superiores aos estimados

nos solos anteriores, provavelmente em função da maior percentagem de argila deste solo, proporcionando maior grau de proteção do CO à decomposição.

Para o período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 3 apresentou um acúmulo de 12,03 Mg ha⁻¹ de CO, equivalente a recuperação de 65% do CO perdido no período anterior. Já no cenário de manejo 4, o incremento no conteúdo de CO foi ainda maior e correspondeu à recuperação de praticamente todo o CO perdido. Além do maior estoque final de CO, o comportamento da curva revela que este cenário ainda não atingiu a estabilidade, indicando que o conteúdo de CO deverá ultrapassar aquele existente no campo nativo num período maior de tempo.

6.3.1.4 Solo da Unidade de Mapeamento Vacaria (LBd)

Os resultados da simulação dos cenários de manejo para o solo da UM Vacaria são apresentados na Figura 17. Na Figura 17a, são apresentados os valores de CO relativos à camada de simulação, a qual inclui o CO proveniente da camada de solo abaixo de 20 cm. Na Figura 17b, os conteúdos de CO referem-se à profundidade original de 20 cm.

Nos primeiros 30 anos de simulação, os cenários de manejo foram compostos pelos sistemas PC trigo/pousio (1951-1970), com baixa adição anual de C (2,3 Mg ha⁻¹) e taxa de perda de solo por erosão de 6,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e PC trigo/soja, com queima anual dos resíduos culturais do trigo (adição anual de C = 2,6 Mg ha⁻¹ e perda de solo = 12,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹). A utilização das práticas inadequadas de manejo neste período, ocasionou o decréscimo no conteúdo de CO do solo de 87,78 para 60,49 Mg ha⁻¹ (Figura 17b). Esta diferença correspondeu a uma perda estimada de 27,29 Mg ha⁻¹ de CO, equivalente à redução de 31% no estoque original de CO.

Em termos relativos, a redução no estoque de CO neste solo foi inferior à estimada para o solo da UM Santo Ângelo (34%). Considerando que ambos os solos apresentam teores semelhantes de argila, este resultado pode ser explicado por diferenças de temperatura entre as regiões de ocorrência destes solos. O solo da UM Vacaria, está localizado na região dos Campos de Cima da Serra, a qual apresenta uma temperatura média anual em torno de 4°C inferior em relação à região das Missões, onde ocorre o solo da UM Santo Ângelo. Este comportamento é consistente com a estrutura do modelo, o qual

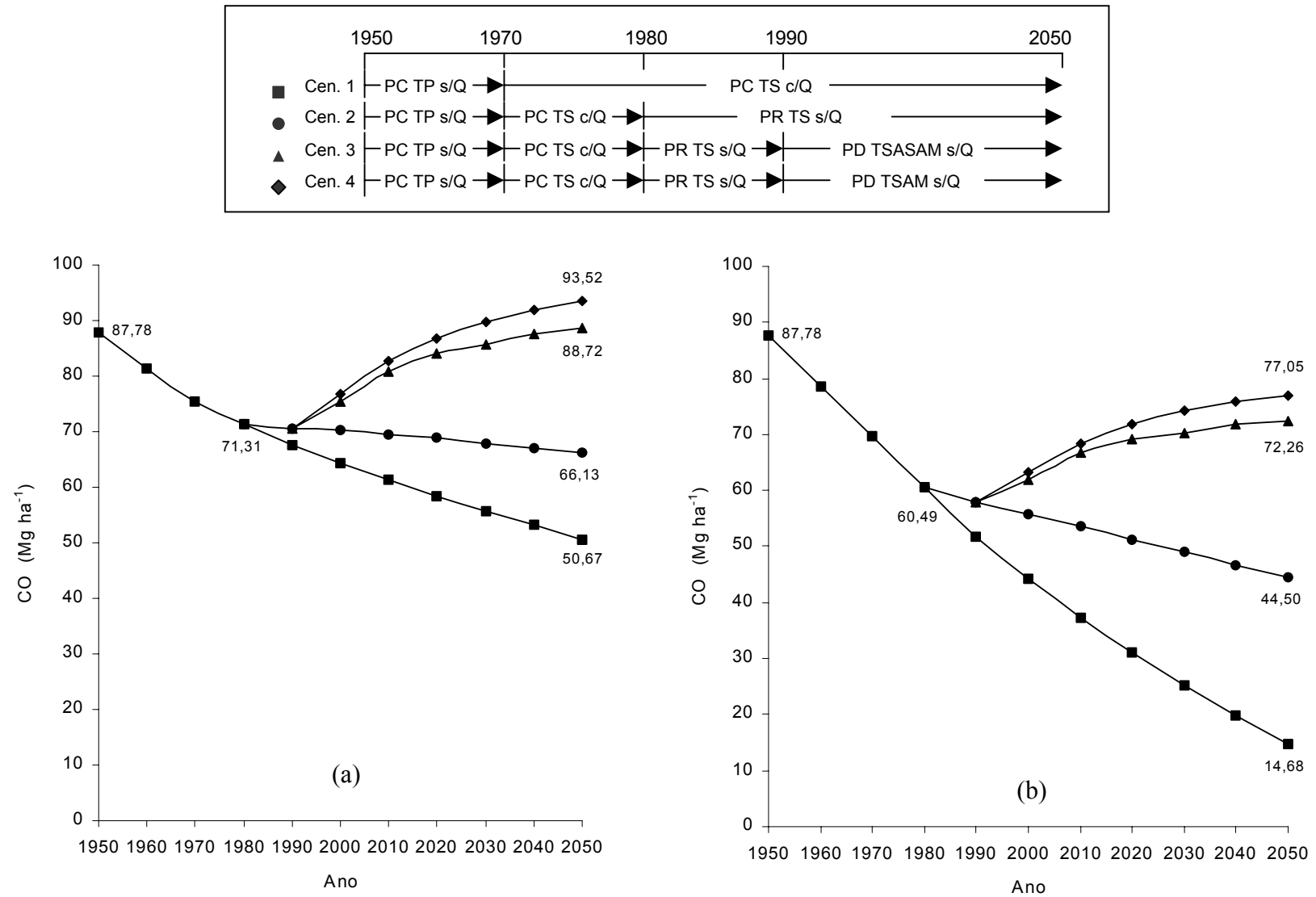


FIGURA 17. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e na camada de 0 a 20 cm sem a compensação (b), para o solo da UM Vacaria (LBa), sob vegetação original de campo.

assume que além da textura, a temperatura também é um parâmetro que afeta a taxa de decomposição dos compartimentos de CO do solo.

Neste sentido, Burke et al. (1989), avaliando os efeitos do clima e textura para um conjunto de dados incluindo 500 solos sob vegetação nativa e 300 solos cultivados na planície central dos Estados Unidos, através de modelos de regressão, observaram o aumento no conteúdo original de CO dos solos com o aumento na precipitação (maior produtividade das culturas e aporte de C) e conteúdo de argila e decréscimo de CO com o aumento na temperatura média anual. A análise dos solos cultivados indicou que a perda de CO devido ao cultivo foi maior com o aumento da precipitação, enquanto que as perdas relativas foram menores nos solos argilosos.

Outra diferença observada em relação aos demais solos diz respeito a participação dos processos de decomposição microbiana líquida e erosão sobre a variação no conteúdo de CO neste período. Para o solo desta UM, a decomposição microbiana líquida foi responsável por apenas 41,2% das perdas estimadas de CO (Tabela 12), ficando bem abaixo dos valores obtidos para os solos anteriores. Este resultado pode ser decorrente de um maior grau de interação da fração orgânica com a fração mineral, bem como pelo efeito da baixa temperatura sobre a atividade microbiana no solo.

A partir de 1981, os cenários de manejo apresentaram diferenças nos eventos de manejo quanto a adição de C, método de preparo do solo e perda de solo por erosão. Para o cenário de manejo 1, onde não houve mudança nos eventos de manejo em relação ao período anterior, o modelo estimou um decréscimo acentuado no conteúdo de CO, de 60,49 para 14,68 Mg ha⁻¹ no final da simulação (Figura 17b). Considerando o período total da simulação, este cenário de manejo apresentou uma perda de 73,1 Mg ha⁻¹ de CO, equivalente à redução de 83% no estoque de CO em relação ao campo nativo.

O cenário de manejo 2, contemplou a substituição do PC pelo PR a e eliminação da queima anual da palha do trigo. Neste cenário, houve um maior aporte de C via fitomassa (3,1 Mg ha⁻¹) e foi atribuída menor taxa de perda anual de solo por erosão (4,0 Mg ha⁻¹). Em relação ao cenário de manejo anterior, a melhoria nos eventos de manejo refletiu-se no incremento no conteúdo de CO do solo (Figura 17b). A diferença no conteúdo final de CO entre os cenários, representou um acúmulo de 29,81 Mg ha⁻¹ de CO, sendo

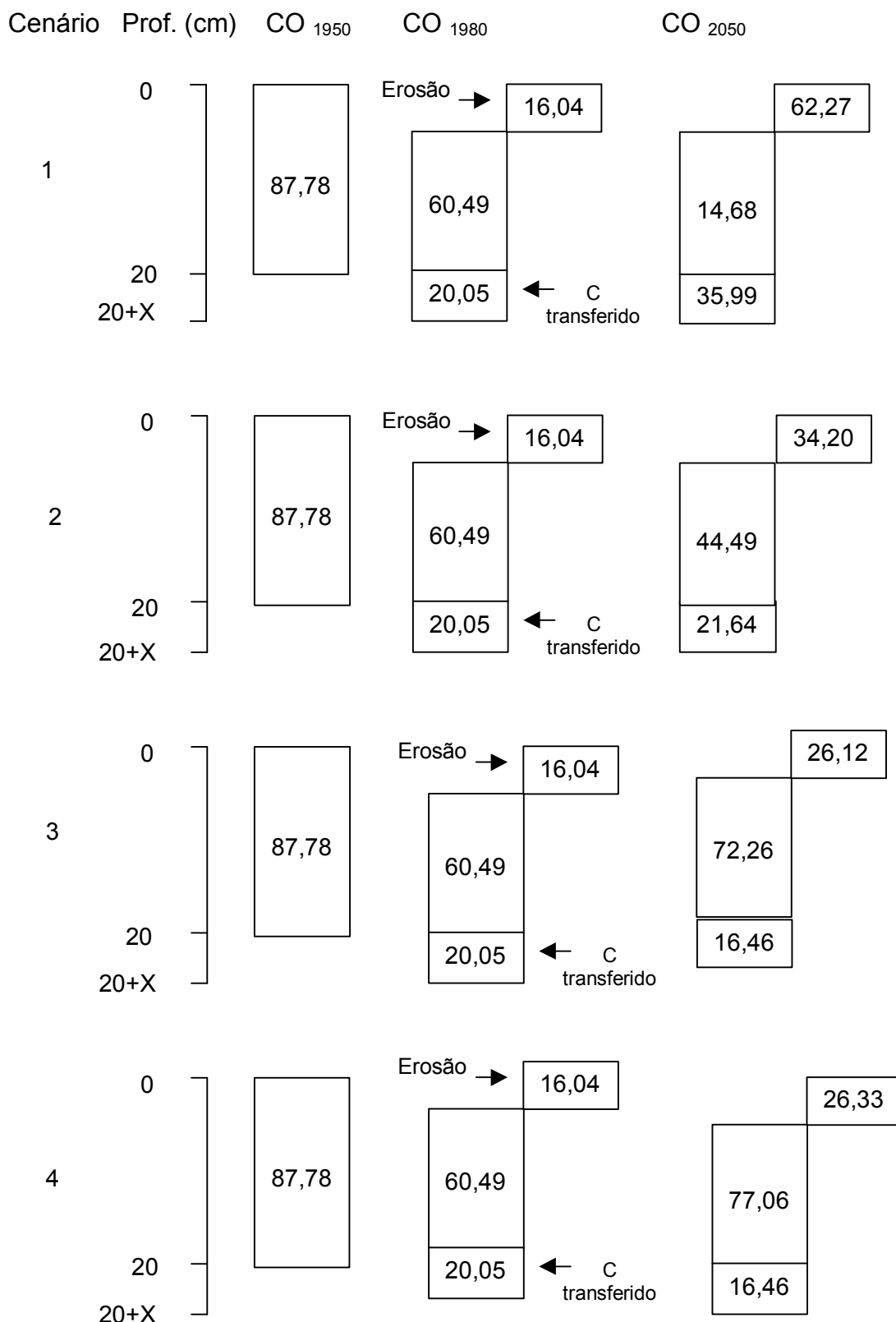


FIGURA 18. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Vacaria (LBa), sob vegetação original de campo.

TABELA 12. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM vacaria sob vegetação original de campo, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm.

| Cenário de manejo | 1951 - 1980 | | | 1981 - 2050 | | | 1951 - 2050 | | |
|---|--|------------------|---------|--|------------------|---------|--|------------------|---------|
| | Decomp. Microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total |
| Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | | | | |
| 1 | - 11,25 | - 16,04 | - 27,29 | + 0,42 | - 46,23 | - 45,81 | - 10,83 | - 62,27 | - 73,10 |
| 2 | - 11,25 | - 16,04 | - 27,29 | + 2,16 | - 18,16 | - 16,00 | - 9,09 | - 34,20 | - 43,29 |
| 3 | - 11,25 | - 16,04 | - 27,29 | + 21,85 | - 10,08 | + 11,77 | + 10,60 | - 26,12 | - 15,52 |
| 4 | - 11,25 | - 16,04 | - 27,29 | + 26,86 | - 10,29 | + 16,57 | + 15,61 | - 26,33 | - 10,72 |
| Relativo ao cenário de manejo 1 ²⁾ | | | | | | | | | |
| 2 | | | - | + 1,74 | + 28,07 | + 29,81 | | | |
| 3 | | | - | + 21,43 | + 36,15 | + 57,58 | | | |
| 4 | | | - | + 26,44 | + 35,94 | + 62,38 | | | |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1

que a redução das perdas de solo por erosão foi o principal fator responsável por este resultado (Tabela 12). Por outro lado, quando comparado ao conteúdo de CO em 1980, mesmo com o maior aporte de C e redução das perdas de solo por erosão, este cenário ainda continuou perdendo CO. No período de 1981 a 2050, o modelo estimou o decréscimo no conteúdo de CO do solo de 60,49 para 44,49 Mg ha⁻¹, correspondente a uma perda de 16,0 Mg ha⁻¹ (Figura 17b). A exemplo dos resultados obtidos nos solos anteriores, a totalidade das perdas de CO neste período foi devido à erosão.

Nos cenários de manejo 3 e 4 foram utilizados os mesmos eventos de manejo que o cenário 2 até 1990. A partir de 1991, com a utilização das culturas de aveia e milho, houve o aumento na adição anual de C via fitomassa para 5,3 e 6,0 Mg ha⁻¹ nos cenários de manejo 3 e 4, respectivamente. Além do maior aporte de C, com a introdução do PD foi atribuída uma menor taxa de perda de solo por erosão para ambos o cenários (1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹).

A utilização de sistemas de cultura com maior aporte de C, combinados com a menor perda de solo por erosão, proporcionou o incremento no conteúdo CO do solo. No período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 3 apresentou um aumento de 11,77 Mg ha⁻¹ de CO, atingindo, no final da simulação, um estoque de CO equivalente a 82,3% do existente no campo nativo. No cenário de manejo 4, em função da maior adição anual de C, o incremento de CO foi ainda maior, estimado em 16,57 Mg ha⁻¹.

Quando comparados ao pior cenário de manejo, os cenários 3 e 4 apresentaram taxas de acúmulo de CO, nos primeiros 20 anos após a melhoria dos eventos de manejo, de 0,88 e 0,95 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Estas taxas são maiores do que as estimadas nos solos anteriores. Considerando que para todos os solos as perdas por erosão nestes cenários foram as mesmas e as adições anuais de C pelos sistemas de cultura foram semelhantes, as maiores taxas de acúmulo de CO no solo da UM Vacaria devem estar associadas a um maior grau de proteção da MO no interior dos agregados (proteção estrutural) e pela interação com a fração mineral do solo (proteção coloidal), bem como pelo efeito da baixa temperatura, reduzindo a atividade microbiana neste solo.

Considerando todo o período da simulação, os cenários de manejo 3 e 4 apresentaram acúmulos de CO, em relação ao cenário de manejo 1 de 57,6 e

62,4 Mg ha⁻¹ de CO, respectivamente. Pela análise da Tabela 12, obtida a partir dos valores de CO da Figura 18, pode ser observado que o aumento na adição de C via fitomassa teve uma participação importante sobre o acúmulo de CO, contribuindo com 37,2% do incremento total de CO no cenário de manejo 3 e 42,4% no cenário de manejo 4. Do mesmo modo, os outros fatores responsáveis pelo acúmulo de CO foram a redução das perdas de CO por erosão e a redução no grau de revolvimento do solo.

6.3.2. Solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta.

Para os solos pertencentes às regiões de floresta, inicialmente foi simulado o crescimento de uma floresta subtropical por um período de 5000 anos, para a obtenção dos valores estáveis de CO dos compartimentos do solo. Neste caso, considerou-se o de 1900 como o início da expansão da agricultura, apresentando, como os principais eventos de manejo o corte da floresta com a retirada de 90% da madeira e a queima do material remanescente. As principais diferenças nos eventos de manejo em relação às regiões de campo ocorreram no período de 1901 a 1970, com a utilização de culturas coloniais e preparo do solo com o uso de tração animal. Já a partir de 1971, os cenários foram compostos com os mesmos eventos de manejo utilizados nas regiões de campo (Tabela 13).

6.3.2.1. Solo da Unidade de Mapeamento Erechim (LVdf)

Os resultados da simulação dos cenários de manejo para o solo da UM Erechim são apresentados na Figura 19. Os valores de CO do solo para a camada de simulação são apresentados na Figura 19a, enquanto que na Figura 19b os valores de CO referem-se à camada original de 0 a 20 cm e foram obtidos desconsiderando o CO proveniente da camada abaixo de 20 cm.

No período de 1901 a 1970, o cenário de manejo 1 foi composto pela utilização de culturas coloniais, com baixa adição anual de C via fitomassa (2,6 Mg ha⁻¹) e preparo do solo com tração animal. Neste período, foi atribuída uma taxa de perda de solo por erosão de 2,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Nos primeiros anos de agricultura colonial, o modelo estimou um ligeiro aumento no conteúdo de CO do solo, passando de 69,9 Mg ha⁻¹ em 1900 para

TABELA 13. Descrição dos cenários e eventos de manejo utilizados na simulação para os solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de floresta.

| Cenário De Manejo | Período | Eventos de Manejo | Adição de Carbono | | Perda de solo por erosão |
|-------------------|-----------|---|---|--------------|--------------------------|
| | | | Erechim | Santo Ângelo | |
| | | | Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | |
| 1 | 1900 | Corte da floresta e retirada de 90% da madeira e queima do restante | - | - | - |
| | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 | 2,8 | 2,0 |
| | 1971-2050 | PC Trigo/soja, queima anual da palha de trigo | 2,7 | 2,7 | 12,0 |
| 2 | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 | 2,8 | 2,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, queima anual da palha do trigo | 2,7 | 2,7 | 12,0 |
| | 1981-2050 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,3 | 3,2 | 4,0 |
| 3 | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 | 2,8 | 2,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, queima anual da palha do trigo | 2,7 | 2,7 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,3 | 3,2 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho | 5,6 | 5,4 | 1,5 |
| 4 | 1901-1970 | Culturas coloniais, preparo do solo com tração animal | 2,6 | 2,8 | 2,0 |
| | 1971-1980 | PC Trigo/soja, queima anual da palha do trigo | 2,7 | 2,7 | 12,0 |
| | 1981-1990 | PR Trigo/soja, sem queima da palha do trigo | 3,3 | 3,2 | 4,0 |
| | 1991-2050 | PD Trigo/soja, aveia/milho | 6,0 | 5,9 | 1,5 |

PC: preparo convencional; PR: preparo reduzido; PD: plantio direto

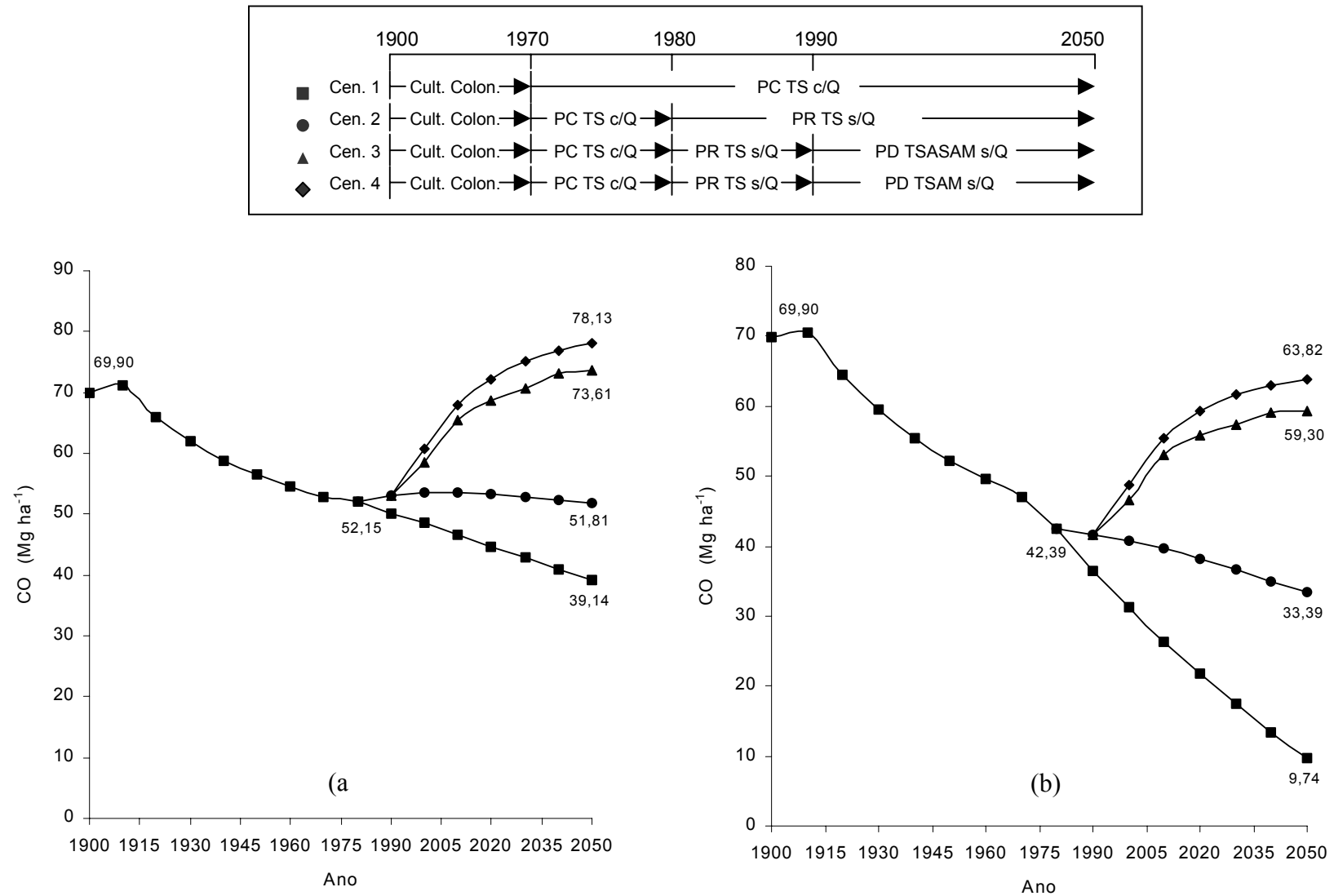


FIGURA 19. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e na camada de 0 a 20 cm sem a compensação (b), para o solo da UM Erechim (LVdf), sob vegetação original de floresta.

71,22 Mg ha⁻¹ em 1910 (Figura 19b). O aumento de CO neste período esteve associado à decomposição do material orgânico proveniente dos compartimentos mortos da floresta, após os eventos de corte e queima, mais o C anual adicionado pelas culturas coloniais. Neste sentido, na Tabela 14 são apresentados os valores de CO dos compartimentos da floresta na condição original e a alteração provocada pelos eventos de corte e queima. Na condição original, o modelo estimou uma quantidade total de 87,38 Mg ha⁻¹ de CO presente na floresta (parte aérea+liteira+raízes). Após os eventos de corte de 90% das árvores com a retirada da madeira e a posterior queima do material remanescente, o estoque de CO da floresta, representado pelos compartimentos mortos, foi estimado em 18,52 Mg ha⁻¹.

Após o aumento inicial de CO nos 10 primeiros anos de simulação, o modelo estimou o decréscimo no conteúdo de CO do solo para 47,05 Mg ha⁻¹. Assim, considerando o período de agricultura colonial, houve uma perda estimada de 22,85 Mg ha⁻¹ de CO, correspondente à redução de 32,7% no estoque original de CO. No período de 1971 a 2050, este cenário de manejo foi composto pelos mesmos eventos de manejo utilizados para os solos das regiões de campo, ou seja, PC trigo/soja, com queima anual dos resíduos culturais do trigo. A adição média anual de C pela fitomassa das culturas neste período foi de 2,7 Mg ha⁻¹, enquanto que a taxa de perda de solo por erosão foi estipulada em 12,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, em função do maior grau de revolvimento do solo.

A utilização de práticas de manejo inadequadas ocasionou um decréscimo no conteúdo de CO do solo de 47,05 Mg ha⁻¹ em 1970 para apenas 9,74 Mg ha⁻¹ em 2050 (Figura 19b). Esta diferença, correspondeu a uma perda estimada de 37,31 Mg ha⁻¹ de CO, a qual somada à perda do período anterior, ocasionou uma redução de 86% no estoque original de CO.

Os cenários de manejo 2 a 4 apresentaram os mesmos eventos de manejo que o cenário anterior até 1980. A partir de 1981 foram contempladas alterações nos eventos de manejo, como a substituição do PC pelo PR e a eliminação do fogo e, no caso dos cenários 3 e 4, também a utilização de sistemas de cultura com maior adição de C e mínimo revolvimento do solo (PD) a partir de 1991.

TABELA 14. Estoque de CO nos compartimentos da floresta e do solo na condição estável (1900) e variação no conteúdo de CO pelos eventos de corte e queima da floresta, para o solo da Unidade de Mapeamento Erechim.

| Mês/ano | Compartimentos de CO da floresta | | | | | | | | Compartimentos de CO do solo | | | |
|---------|----------------------------------|-----------------|--------------------------|---------------------------|------------------|---------------------------|----------------------------|-------------------|------------------------------|-------|---------|-------|
| | Folhas Vivas | Raízes Vivas | Galhos finos Vivos | Madeira grossa viva | Raízes mortas | Galhos finos mortos | Madeira grossa morta | Total floresta | Ativo | Lento | Passivo | Total |
| | Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | | | |
| J 1900 | 1,73 | 14,67 | 3,24 | 52,02 | 3,06 | 1,46 | 11,2 | 87,38 | 1,88 | 27,09 | 40,93 | 69,90 |
| N 1900 | 0,1 | 1,37 | 0,29 | 5,11 | 13,77 | 2,68 | 10,1 | 33,42 | 2,15 | 27,17 | 40,94 | 70,25 |
| J 1901 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14,76 | 0,77 | 2,99 | 18,52 | 2,23 | 27,25 | 40,93 | 70,42 |
| J 1905 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8,96 | 0,18 | 1,86 | 11,0 | 3,17 | 29,37 | 41,40 | 73,70 |
| J 1910 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4,68 | 0,03 | 1,00 | 5,71 | 2,57 | 27,41 | 41,23 | 71,22 |

Eventos de Manejo: Out 1900: corte da floresta e retirada de 90% da madeira; Dez 1900: Queima do material remanescente.

Em relação ao cenário de manejo 1, a utilização de eventos de manejo com maior aporte anual de C, redução no grau de revolvimento do solo e na perda de solo por erosão, proporcionou o aumento no conteúdo de CO do solo nos demais cenários (Figura 19b). No período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 2 apresentou um acúmulo de 23,66 Mg ha⁻¹ de CO. Pela análise da Tabela 15, obtida a partir dos valores de CO apresentados na Figura 20, pode ser observado que a totalidade do acúmulo de CO neste cenário foi devido à redução nas perdas de CO por erosão. Para os cenários de manejo 3 e 4, os acúmulos estimados de CO foram de 49,56 e 54,08 Mg ha⁻¹, respectivamente. Neste caso, além das menores perdas de CO por erosão, os outros fatores responsáveis pelo acúmulo de CO foram a redução de preparo do solo e o aumento na adição de C via fitomassa das culturas (Tabela 15).

Por outro lado, quando a comparação é feita em relação ao conteúdo de CO presente no solo em 1980 (42,39 Mg ha⁻¹), observa-se que no período de 1981 a 2050, os cenários de manejo apresentaram comportamentos diferenciados. No cenário de manejo 2, mesmo com a melhoria nos eventos de manejo em relação ao período anterior, houve o decréscimo no conteúdo de CO para 33,4 Mg ha⁻¹. Pela análise da Tabela 15 pode ser observado que neste período, a adição de C superou as perdas de CO por decomposição, resultando num balanço parcial positivo de 6,69 Mg ha⁻¹. No entanto, a perda de CO por erosão foi maior, ocasionando uma perda total de 8,98 Mg ha⁻¹ de CO.

Nos cenários de manejo 3 e 4, onde foram utilizados sistemas de cultura com alta adição de C e mínimo revolvimento do solo, houve a recuperação parcial do CO perdido no período anterior. Pode ser observado na Tabela 15 que no período de 1981 a 2050, a adição de C via fitomassa superou as perdas de CO por decomposição e erosão, resultando em aumentos no conteúdo de CO do solo de 16,92 Mg ha⁻¹ no cenário de manejo 3 e de 21,44 Mg ha⁻¹ no cenário de manejo 4. O conteúdo final de CO estimado nestes cenários, foram equivalentes a, aproximadamente, 85 e 91% do estoque original de CO da floresta.

Considerando a diferença no conteúdo de CO destes cenários em relação ao pior cenário de manejo, pode ser observado que no período de

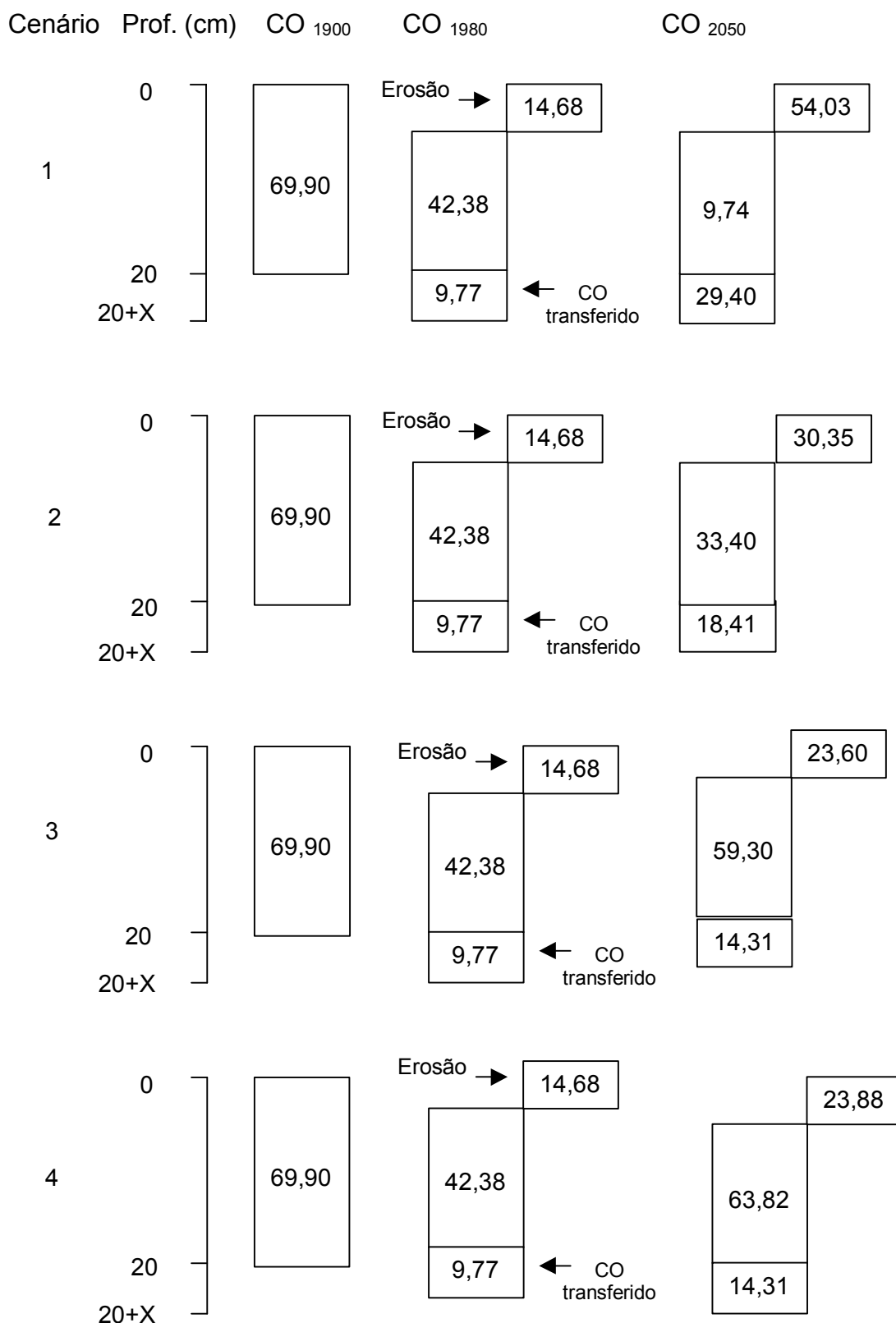


FIGURA 20. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Erechim (LVdf), sob vegetação original de floresta.

TABELA 15. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Erechim sob vegetação original de floresta, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm.

| Cenário de manejo | 1900 - 1980 | | | 1981 - 2050 | | | 1900 - 2050 | | |
|---|--|------------------|---------|--|------------------|---------|--|------------------|---------|
| | Decomp. Microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total |
| Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | |
| Relativo à condição original (floresta) | | | | | | | | | |
| 1 | - 12,84 | - 14,68 | - 27,52 | + 6,71 | - 39,35 | - 32,64 | - 6,13 | - 54,03 | - 60,16 |
| 2 | - 12,84 | - 14,68 | - 27,52 | + 6,69 | - 15,67 | - 8,98 | - 6,15 | - 30,35 | - 36,50 |
| 3 | - 12,84 | - 14,68 | - 27,52 | + 25,84 | - 8,92 | + 16,92 | +13,00 | - 23,60 | - 10,60 |
| 4 | - 12,84 | - 14,68 | - 27,52 | + 30,64 | - 9,20 | + 21,44 | +17,80 | - 23,88 | - 6,08 |
| Relativo ao cenário de manejo 1 ²⁾ | | | | | | | | | |
| 2 | | | - | - 0,02 | + 23,68 | + 23,66 | | | |
| 3 | | | - | + 6,87 | + 30,43 | + 49,56 | | | |
| 4 | | | - | + 11,67 | + 30,15 | + 54,08 | | | |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

1981 a 2000, foram estimadas taxas de acúmulo de 0,77 e 0,87 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nos cenários 3 e 4, respectivamente.

6.3.2.2. Solo da Unidade de Mapeamento Santo Ângelo (LVdf)

Os resultados da simulação dos cenários de manejo para o solo da UM Santo Ângelo são apresentados na Figura 21. Os valores de CO do solo para a camada de simulação são apresentados na Figura 21a, enquanto que na Figura 21b, os valores de CO referem-se à camada original de 0 a 20 cm e foram obtidos desconsiderando-se o CO proveniente da camada abaixo de 20 cm.

O cenário de manejo 1 caracterizou-se pela utilização de culturas coloniais com baixa adição anual de C e uso de tração animal no preparo do solo no período de 1901 a 1970. A exemplo dos resultados obtidos no solo anterior, nos primeiros anos de simulação, a decomposição dos resíduos orgânicos dos compartimentos mortos da floresta juntamente com o C adicionado pelas culturas coloniais, proporcionaram o incremento no conteúdo de CO do solo. Pela análise da Tabela 16 pode ser observado que no período de 1900 a 1905 o conteúdo total de CO aumentou de 65,26 para 69,71 Mg ha⁻¹, sendo que a maior parcela deste aumento ocorreu principalmente nos compartimentos ativo e lento do solo. No entanto, para o restante do período colonial, o modelo estimou o decréscimo no conteúdo de CO do solo para 36,65 Mg ha⁻¹. Este valor correspondeu à redução de, aproximadamente, 44% no estoque de CO em relação à condição original.

No período de 1971 a 2050, este cenário de manejo foi composto pela sucessão trigo/soja com queima anual dos resíduos culturais do trigo e preparo convencional do solo. Em relação ao período de agricultura colonial, foi estipulado o aumento na taxa de perda de solo por erosão de 2,0 para 12,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto que a adição anual de C via fitomassa foi semelhante (Tabela 13). A manutenção de um sistema de cultura com baixa adição de C, combinado com o aumento das perdas de solo por erosão, proporcionou o decréscimo linear no conteúdo de CO do solo (Figura 21b). Neste período, o estoque de CO na camada de 0 a 20 cm foi praticamente todo perdido, restando uma quantidade de apenas 0,11 Mg ha⁻¹ de CO.

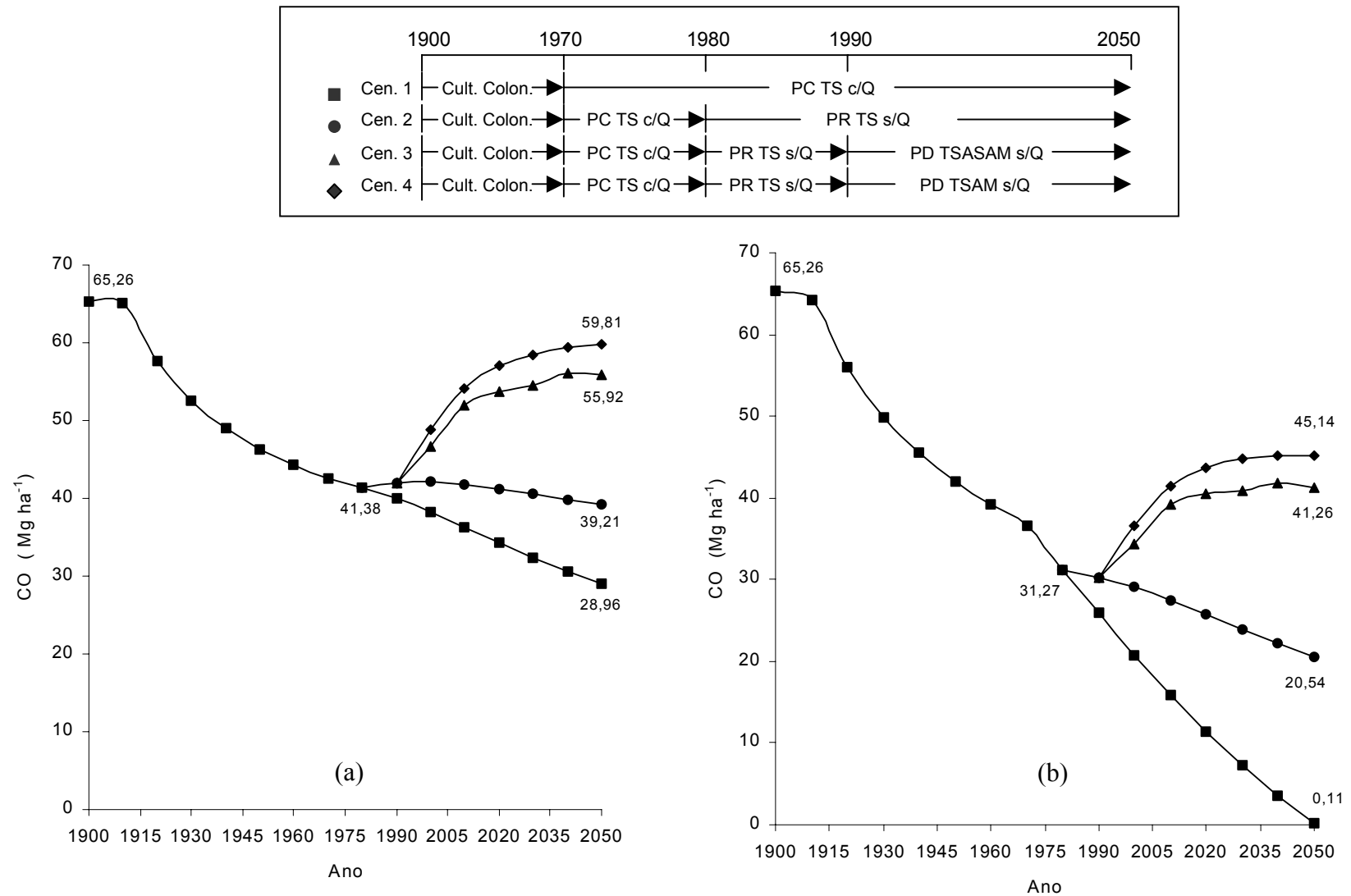


FIGURA 21. Conteúdo de CO na camada de 0 a 20 cm com a compensação do CO perdido por erosão (a) e na camada de 0 a 20 cm sem a compensação (b), para o solo da UM Santo Ângelo (LVdf), sob vegetação original de floresta.

TABELA 16. Estoque de CO nos compartimentos da floresta e do solo na condição estável (1900) e variação no conteúdo de CO pelos eventos de corte e queima da floresta, para o solo da Unidade de Mapeamento Santo Ângelo.

| Mês/ano | Compartimentos de CO da floresta | | | | | | | | Compartimentos de CO do solo | | | |
|---------|----------------------------------|--------------|--------------------|---------------------|---------------|---------------------|----------------------|----------------|------------------------------|-------|---------|-------|
| | Folhas Vivas | Raízes Vivas | Galhos finos vivos | Madeira grossa viva | Raízes mortas | Galhos finos mortos | Madeira grossa morta | Total floresta | Ativo | Lento | Passivo | Total |
| | Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | | | |
| J 1900 | 2,28 | 19,08 | 4,21 | 67,56 | 3,18 | 1,61 | 12,34 | 110,26 | 1,89 | 28,09 | 35,28 | 65,26 |
| N 1900 | 0,13 | 1,78 | 0,38 | 6,64 | 17,06 | 3,20 | 12,01 | 41,20 | 2,29 | 28,19 | 35,28 | 65,76 |
| J 1901 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18,29 | 0,91 | 3,55 | 22,75 | 2,37 | 28,35 | 35,28 | 66,01 |
| J 1905 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9,51 | 0,16 | 1,97 | 11,64 | 2,92 | 31,28 | 35,51 | 69,71 |
| J 1910 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4,08 | 0,02 | 0,93 | 5,03 | 2,32 | 27,12 | 41,62 | 65,06 |

Eventos de Manejo: Out 1900: corte da floresta e retirada de 90% da madeira; Dez 1900: Queima do material remanescente.

Os demais cenários de manejo apresentaram os mesmos eventos de manejo que o cenário 1 até o ano de 1980. Conseqüentemente, as perdas de CO foram da mesma magnitude. A partir de 1981, os cenários 2 a 4 apresentaram mudanças nos eventos de manejo, como a substituição do PC pelo PR e a eliminação da queima dos resíduos do trigo e, para os cenários de manejo 3 e 4, também a utilização do PD e sistemas de cultura com maior aporte de C a partir de 1991. Estas alterações refletiram-se em aumento na adição anual de C via fitomassa de 2,7 para 3,2 Mg ha⁻¹ no cenário de manejo 2 e para 5,4 e 5,9 Mg ha⁻¹ nos cenários de manejo 3 e 4, respectivamente, bem como em redução na taxa anual de perda de solo por erosão de 12,0 para 4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no cenário de manejo 2 e 1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nos cenários de manejo 3 e 4.

Os resultados da Figura 21b mostram que no período de 1981 a 2050, os cenários de manejo 2 a 4 apresentaram aumentos no conteúdo de CO em relação ao pior cenário de manejo. Para os primeiros 20 anos após a mudança nos eventos de manejo, onde ocorreram os maiores incrementos de CO, foram estimadas taxas de acúmulo de CO no solo de, aproximadamente, 0,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (cenário 2), 0,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (cenário 3) e 0,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (cenário 4). As taxas de acúmulo de CO no solo desta UM são semelhantes aquelas estimadas para os solos das UM Santo Ângelo sob vegetação original de campo e da UM Erechim floresta, e ligeiramente inferiores às taxas do solo da UM Vacaria. Embora estes valores são inferiores às taxas de acúmulo obtidas por Bayer (1996) e Amado et al. (2001), superam os valores encontrados por Lal et al. (1999) em condições de clima temperado úmido, os quais estimaram uma faixa de acúmulo de 0,1 a 0,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Com relação as diferenças no conteúdo final de CO (ano de 2050), o cenário de manejo 2 apresentou um acúmulo estimado 20,43 Mg ha⁻¹ em relação ao cenário de manejo 1, sendo que a totalidade deste valor ocorreu devido a redução das perdas de CO por erosão (Tabela 17). Já os cenários de manejo 3 e 4, tiveram acúmulos respectivos de 41,15 Mg ha⁻¹ e 45,04 Mg ha⁻¹ de CO, sendo que além da redução nas perdas de CO por erosão, o maior aporte anual de C também foi responsável pelo incremento de CO no solo.

Quando os cenários de manejo são comparados em relação ao conteúdo de CO do solo em 1980 (31,27 Mg ha⁻¹), verifica-se que apenas os

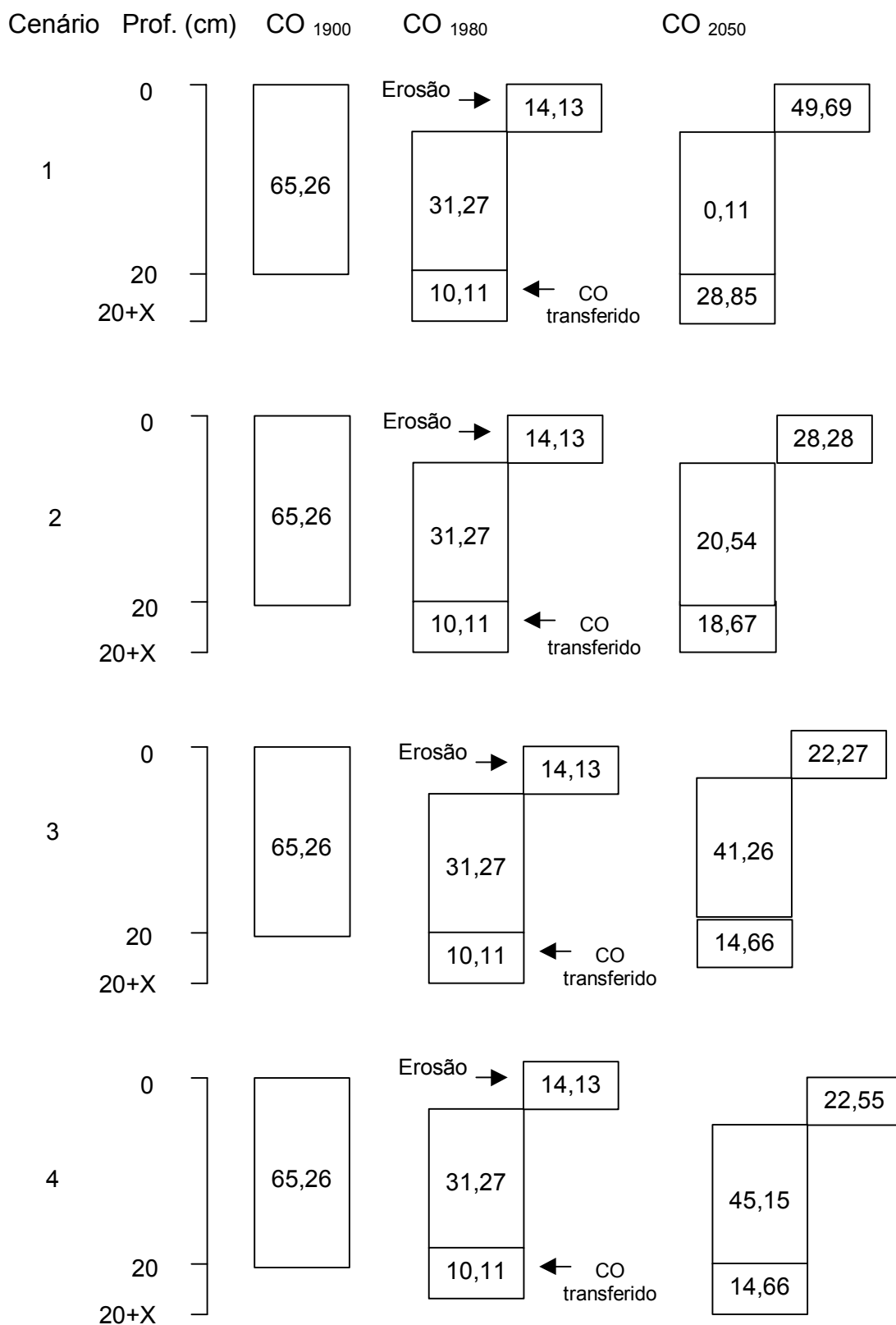


FIGURA 22. Conteúdo inicial de CO na camada de 0 a 20 cm, perda de CO por erosão e CO transferido da camada abaixo de 20 cm durante a simulação, para o solo da UM Santo Ângelo (LVdf), sob vegetação original de floresta.

TABELA 17. Estimativa das alterações no conteúdo de CO (perda (-) ou ganho (+)) pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão nos cenários de manejo, para o solo da UM Santo Ângelo sob vegetação original de floresta, desconsiderando o CO da camada abaixo de 20 cm.

| Cenário de manejo | 1900 - 1980 | | | 1981 - 2050 | | | 1900 - 2050 | | |
|---|--|------------------|---------|--|------------------|---------|--|------------------|---------|
| | Decomp. Microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. Microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total | Decomp. microbiana líquida ¹⁾ | Perda por erosão | Total |
| Mg ha ⁻¹ | | | | | | | | | |
| Relativo à condição original (floresta) | | | | | | | | | |
| 1 | - 19,86 | - 14,13 | - 33,99 | + 4,40 | - 35,56 | - 31,16 | - 15,46 | - 49,69 | - 65,15 |
| 2 | - 19,86 | - 14,13 | - 33,99 | + 3,42 | - 14,15 | - 10,73 | - 16,44 | - 28,28 | - 44,72 |
| 3 | - 19,86 | - 14,13 | - 33,99 | + 18,13 | - 8,14 | + 9,99 | - 1,73 | - 22,27 | - 24,00 |
| 4 | - 19,86 | - 14,13 | - 33,99 | + 22,30 | - 8,42 | + 13,88 | + 2,44 | - 22,55 | - 20,11 |
| Relativo ao cenário de manejo 1 ²⁾ | | | | | | | | | |
| 2 | | | - | - 0,98 | + 21,41 | + 20,43 | | | |
| 3 | | | - | + 13,73 | + 27,42 | + 41,15 | | | |
| 4 | | | - | + 17,90 | + 27,14 | + 45,04 | | | |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

cenários 3 e 4 tiveram aumento de CO no período de 1981 a 2050. O cenário de manejo 2 apresentou o mesmo comportamento dos solos anteriores, ou seja, o decréscimo no conteúdo de CO. Assim neste período, o modelo estimou a redução de CO para $20,54 \text{ Mg ha}^{-1}$, correspondente a uma perda de $10,73 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO. Já os cenários de manejo 3 e 4, apresentaram acúmulos respectivos de 9,99 e $13,88 \text{ Mg ha}^{-1}$ de CO, principalmente por contemplarem sistemas de culturas com grande adição anual de C e as menores taxas de perda de solo por erosão. Mesmo apresentando acúmulo de CO no solo neste período, os cenários de manejo 3 e 4 também não conseguiram recuperar todo o CO perdido, sendo que estes atingiram, no final da simulação, estoques de CO equivalentes a 63,2 e 69,15% do estoque original.

6.4. Balanço de CO no solo e emissão ou seqüestro de CO₂ atmosférico nas Unidades de Mapeamento

6.4.1. Estimativa da área das Unidades de Mapeamento ocupadas pela vegetação original de campo e floresta

Na Figura 23 são apresentados os resultados relativos à área das UM ocupadas pela vegetação original de campo e floresta, obtidos a partir do cruzamento dos mapas de solo e vegetação original do Estado. Para as UM Cruz Alta, Passo Fundo, localizadas nas regiões do Planalto Médio e UM Vacaria, localizada na região dos Campos de Cima da Serra, pode ser observado a predominância de campo nativo como vegetação original, ocupando uma área estimada de 99% nas UM Cruz Alta e Passo Fundo e 91% na UM Vacaria. Considerando a baixa ocorrência de floresta nestas UM, a estimativa dos estoques originais de CO na camada de 0 a 20 cm e o balanço de CO e CO₂, foram feitos assumido a existência de 100% de campo nativo.

Nas UM Erechim e Santo Ângelo, localizadas nas regiões do Alto Uruguai e Missões do RS, observa-se a existência de uma maior área ocupada por floresta nativa em relação às UM anteriores, localizada principalmente na parte norte das UM. Para a UM Erechim, foi estimada a mesma proporção de floresta e campo, enquanto que na UM Santo Ângelo, houve a predominância do campo nativo como vegetação original, ocupando uma área de 75% da UM. Para a estimativa do estoque original de CO e o cálculo do balanço de CO e

| Unidade de Mapeamento | Floresta Nativa (%) | Campo Nativo (%) |
|-----------------------|---------------------|------------------|
| Cruz Alta | 1,0 | 99,0 |
| Passo Fundo | 1,0 | 99,0 |
| Santo Ângelo | 25,0 | 75,0 |
| Erechim | 50,0 | 50,0 |
| Vacaria | 9,0 | 91,0 |

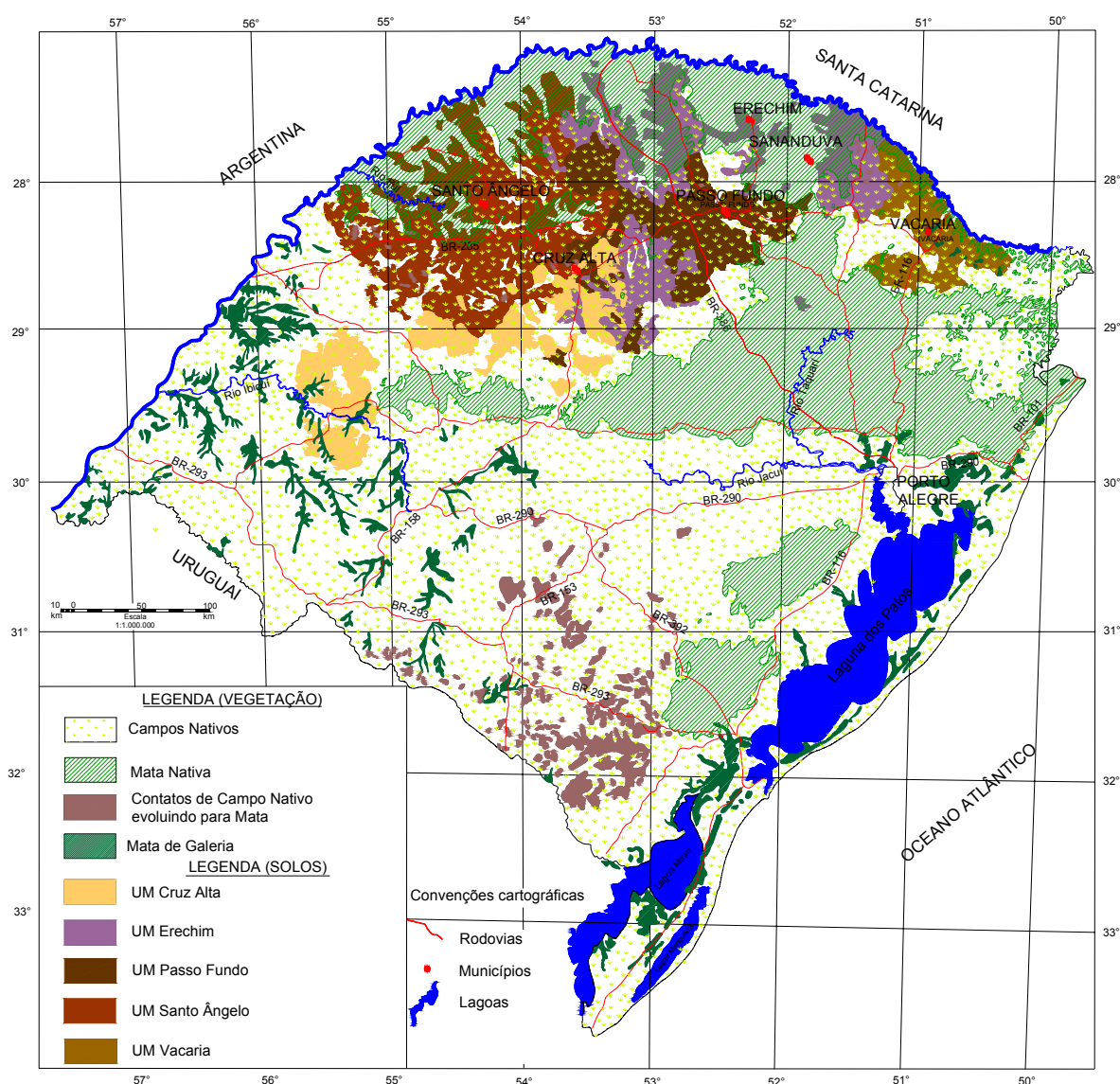


FIGURA 23. Mapa da vegetação original predominante nas Unidades de Mapeamento utilizadas na simulação.

CO₂ nestas duas UM, levou-se em consideração a proporção da UM ocupada com campo nativo e floresta nativa apresentados na Figura 23.

6.4.2. Estimativa do estoque original de CO do solo nas Unidades de Mapeamento

Os estoques originais de CO para a camada de 0 a 20 cm, foram calculados a partir dos valores estimados de CO do solo na condição de sistema estável, obtidos pela execução de equilíbrio do modelo e das respectivas áreas das Unidades de Mapeamento ocupadas por floresta ou campo nativo. Os resultados são apresentados na Tabela 18. Observa-se que a UM Cruz Alta, apesar de possuir a terceira maior área (7945 km²), apresentou o menor estoque original de CO na camada de 0 a 20 cm (28276,26x10³ Mg), em função do baixo conteúdo de CO do solo. Por outro lado, o maior estoque original de CO ocorreu na UM Santo Ângelo, estimado em 111716,94x10³ Mg.

Considerando a área total da região de estudo (52506 km²), foi estimado um estoque de CO, na camada de 0 a 20 cm, de 296473,76x10³ Mg (296,5 Tg, onde 1 Tg = 10¹² g). Este valor é próximo ao estimado por Cerri et al. (2002), para o Estado do RS. Os autores, utilizando a metodologia recomendada pelo IPCC para o inventário do estoque de CO no solo, a qual baseia-se na avaliação da área ocupada por vegetação nativa e no conteúdo de CO de perfis de solos até a profundidade de 30 cm, estimaram um estoque original de 1762 Tg de CO (área do Estado de 271592 km²). Transformando este valor para a área do Planalto considerada no presente trabalho e com base na camada de 0 a 20 cm, o estoque de CO passaria para 229,1 Tg, o qual é ligeiramente inferior ao estoque estimado de CO do Planalto, o que se deve, provavelmente, à inclusão, no inventário do RS, de solos arenosos, principalmente localizados no Litoral e na Depressão Central do Estado.

6.4.3. Estimativa da variação no conteúdo de CO do solo e emissão ou seqüestro de CO₂ nas Unidades de Mapeamento

Para o cálculo das alterações de CO e emissão ou seqüestro de CO₂, foram levados em consideração a expansão da área cultivada nas UM e a variação no conteúdo de CO do solo nos cenários de manejo. Conforme

TABELA 18. Estoque original de CO na camada de 0 a 20 cm nas Unidades de Mapeamento consideradas no trabalho.

| Unidade De Mapeamento | Floresta Nativa | | | Campo Nativo | | | Estoque total de CO |
|-----------------------------|---------------------|-----------------|---------------------|---------------------|-----------------|--------------------------------|---------------------------|
| | CO inicial | Área da UM | Estoque de CO | CO Inicial | Área da UM | Estoque de CO | |
| | Mg ha ⁻¹ | km ² | x10 ³ Mg | Mg ha ⁻¹ | km ² | x10 ³ Mg..... | |
| Cruz Alta | - | - | - | 35,59 | 7945,0 | 28276,26 | 28276,26 |
| Passo Fundo | - | - | - | 47,84 | 7560,0 | 36167,04 | 36177,04 |
| Santo Ângelo | 65,26 | 4890 | 31912,14 | 54,40 | 14670,0 | 79804,80 | 111716,94 |
| Erechim ¹ | 69,90 | 6397,5 | 44718,53 | 54,40 | 6397,5 | 34802,40 | 79520,93 |
| Vacaria | - | - | - | 87,78 | 4646,0 | 40782,59 | 40782,59 |
| Total | | | | | | | 296473,76 |

1- Utilizado o mesmo valor de CO do campo nativo da UM Santo Ângelo.

mencionado no item 5.8.3, para cada cenário de manejo foram estabelecidos diferentes anos para o início da simulação, obtendo-se mais de uma curva de variação no conteúdo de CO. Cada curva, representa a variação média no conteúdo de CO do solo para um determinado período de expansão da agricultura. Cabe ressaltar que os cenários de manejo foram simulados com os mesmos eventos de manejo (sistemas de cultura, métodos de preparo do solo, adição de C, perdas de solo por erosão) utilizados no item 5.7.

A seguir são apresentados os resultados da simulação para cada UM individualmente, e, no final, o balanço de CO e CO₂ para a área total das UM.

6.4.3.1. Unidade de Mapeamento Cruz Alta

Na Figura 24, são apresentados os resultados referentes à variação na área cultivada durante o período de expansão da agricultura na UM e a variação no conteúdo de CO do solo nos cenários de manejo, para os períodos compreendidos entre o início da simulação até o ano de 1980 (ΔCO_{1a}) e de 1981 a 2050 (ΔCO_{1b}). Cada cenário de manejo possui 3 curvas de simulação, sendo que cada uma delas representa a variação média no conteúdo de CO para um determinado período de expansão da área cultivada na UM (ΔA). A curva 1, com início da simulação em 1955, corresponde à variação de CO para a expansão da área cultivada no período de 1951 a 1960 (ΔA_1), enquanto que as curvas 2 e 3, com início da simulação em 1965 e 1975, correspondem à variação de CO para a expansão da área cultivada nos períodos de 1961 a 1970 (ΔA_2) e 1971 e 1985 (ΔA_3), respectivamente.

Pode ser observado na Figura 24, que dentro de um mesmo cenário de manejo, as curvas apresentam diferentes conteúdos de CO ao longo da simulação, sendo que na curva 1 os valores de CO são menores, intermediários na curva 2 e maiores na curva 3. Este comportamento é devido a diferenças no período de tempo entre o início e o final da simulação e variações que ocorrem nos eventos de manejo durante a expansão da agricultura em períodos distintos. Por exemplo, pode ser observado que nas áreas onde a expansão da agricultura iniciou mais cedo (curva 1), o impacto sobre o conteúdo de CO do solo, quando da utilização de eventos inadequados de manejo (Cenário 1), foi maior do que nas curvas 2 e 3, onde que a agricultura iniciou a expansão mais tarde. Do mesmo modo, para áreas em

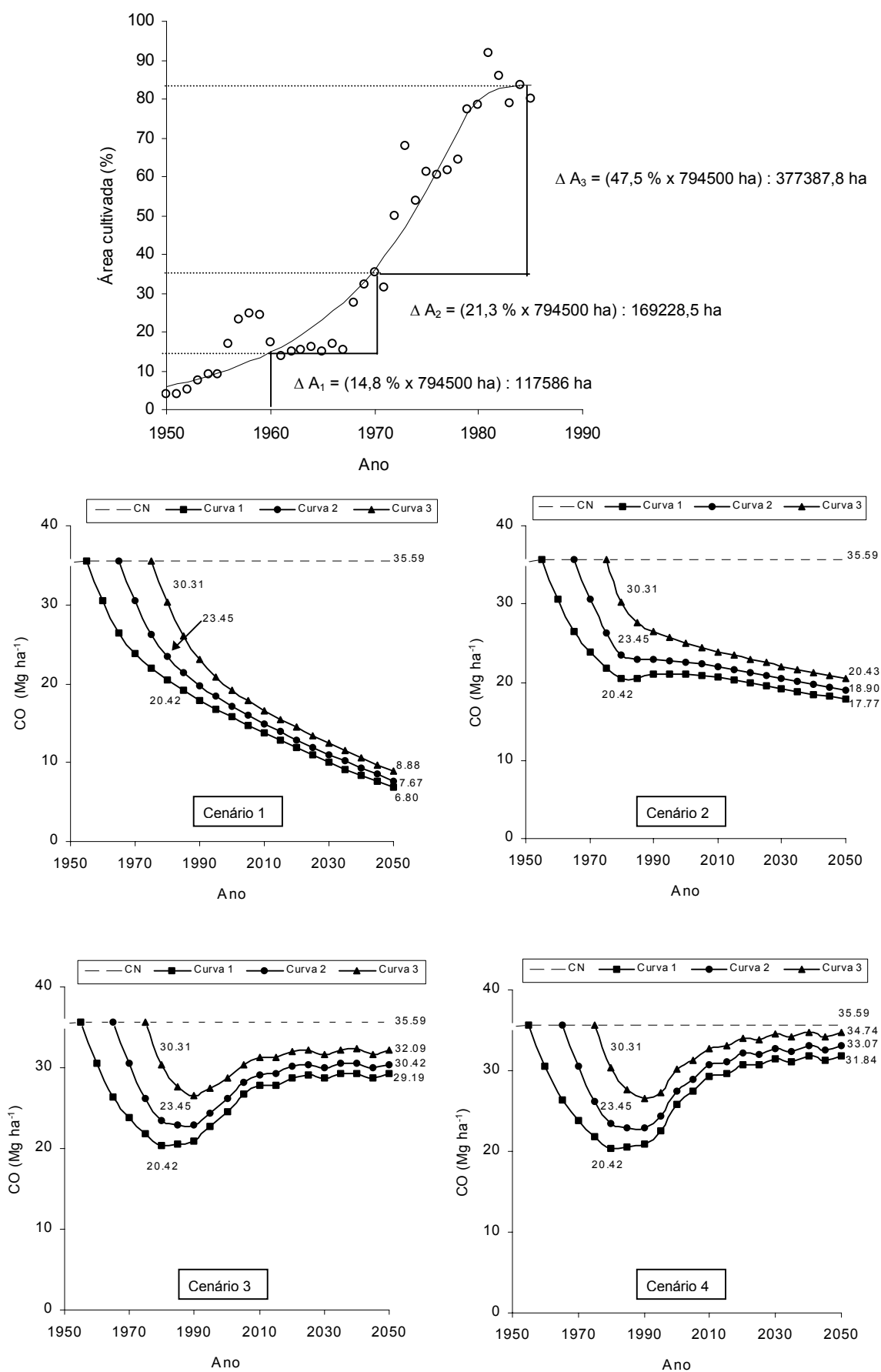


FIGURA 24. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de Manejo para a UM Cruz Alta, sob vegetação original de campo.

processo de recuperação do CO perdido (cenários 3 e 4), observa-se que tanto o conteúdo final de CO do solo, como o potencial de incremento de CO difere entre as curvas. Neste sentido, a metodologia utilizada procura contemplar todos estes aspectos, permitindo uma estimativa das variações no conteúdo de CO e emissões ou seqüestros de CO₂ mais próxima possível da realidade .

A partir dos conteúdos estimados de CO do solo nos cenários de manejo e da variação na área cultivada, apresentados na Figura 24, foi calculado o balanço de CO e de CO₂ na UM, para os períodos compreendidos entre o início da simulação a 1980 e de 1981 a 2050. Visando uma melhor entendimento do procedimento utilizado, na Tabela 19 é apresentado um exemplo de cálculo para o cenário de manejo 1.

Para o primeiro período da simulação, o modelo estimou perdas de CO, pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão, de 15,16 Mg ha⁻¹ (curva 1), 12,14 Mg ha⁻¹ (curva 2) e 5,28 Mg ha⁻¹ (curva 3). Estes valores, multiplicados pela respectiva variação na área cultivada, proporcionaram balanços negativos de 1782,60 x10³, 2054,43 x10³ e 1992,61x10³ Mg de CO, respectivamente. Pelo somatório dos balanços, foi obtido o balanço total de CO para a UM neste período, o qual correspondeu a uma perda de 5829,64 x10³ Mg de CO.

Para o cálculo do balanço da emissão ou seqüestro de CO₂, as perdas de CO por decomposição microbiana líquida foram multiplicadas por 3,67 (relação molar CO₂/C), enquanto que as perdas de CO por erosão inicialmente foram multiplicadas por 0,2 (assumindo uma mineralização do CO perdido por este processo de 20%) e depois por 3,67. Assim, neste mesmo período, a redução no conteúdo de CO do solo correspondeu a uma emissão de 17090,09x10³ Mg CO₂ para a atmosfera.

No período de 1981 a 2050, foi estimada a perda total de 12360,54x10³ Mg de CO, com emissão respectiva de 20237,41x10³ Mg CO₂ para a atmosfera. Somadas às perdas do período anterior, o cenário de manejo 1 apresentou uma perda total de 18190,18 x10³ Mg de CO, emitindo para a atmosfera uma quantidade de 37327,50x10³ Mg CO₂.

Para os demais cenários de manejo, o balanço de CO e CO₂ foi calculado utilizando-se este mesmo procedimento. Outra informação obtida a partir dos resultados do balanço de CO e CO₂ na UM, diz respeito à variação

TABELA 19. Exemplo de cálculo do balanço de CO e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para cenário de manejo 1 (UM Cruz Alta).

| Curva de simulação | Variação na área cultivada | Conteúdo de CO na camada | Balanço de CO e CO ₂ por área | | | | | | | Balanço de CO e CO ₂ para a Unidade de Mapeamento | | | | | | |
|--------------------|----------------------------|----------------------------|--|---------------------|--------|-----------------|-------|-----------------|-----------------|--|--------------------------------------|-----------------|----------|-----------------|-----------|--|
| | | | Decomposição | | Erosão | | Total | | Decomposição | | Erosão | | Total | | | |
| | | | microb. Líquida | | | | | | microb. Líquida | | | | | | | |
| | | | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | | |
| | | CO _{inicial} | CO ₁₉₈₀ | Mg ha ⁻¹ | | | | | | | x10 ³ Mg ha ⁻¹ | | | | | |
| 1 | 117586 | 35.59 | 20.43 | -11.39 | -41.80 | -3.77 | -2.77 | -15.16 | -44.57 | -1339.30 | -4915.25 | -443.30 | -325.38 | -1782.60 | -5240.63 | |
| 2 | 169229 | 35.59 | 23.45 | -9.24 | -33.91 | -2.90 | -2.13 | -12.14 | -36.04 | -1563.67 | -5738.67 | -490.76 | -360.22 | -2054.43 | -6098.89 | |
| 3 | 377388 | 35.59 | 30.31 | -3.87 | -14.20 | -1.41 | -1.03 | -5.28 | -15.24 | -1460.49 | -5360.00 | -532.12 | -390.57 | -1992.61 | -5750.57 | |
| Total | | | | | | | | | | -4363.47 | -16013.92 | -1466.18 | -1076.17 | -5829.64 | -17090.09 | |
| | | CO ₁₉₈₁ | CO ₂₀₅₀ | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 117586 | 20.43 | 6.8 | -1.47 | -5.39 | -12.16 | -8.93 | -13.63 | -14.32 | -172.85 | -634.36 | -1429.85 | -1049.51 | -1602.70 | -1683.87 | |
| 2 | 169229 | 23.45 | 7.67 | -3.23 | -11.85 | -12.55 | -9.21 | -15.78 | -21.07 | -546.61 | -2006.05 | -2123.82 | -1558.88 | -2670.43 | -3564.93 | |
| 3 | 377388 | 30.31 | 8.88 | -8.17 | -29.98 | -13.26 | -9.73 | -21.43 | -39.72 | -3083.26 | -11315.55 | -5004.16 | -3673.05 | -8087.41 | -14988.60 | |
| Total | | | | | | | | | | -3802.72 | -13955.97 | -8557.82 | -6281.44 | -12360.54 | -20237.41 | |
| | | CO _{inicial-2050} | | | | | | | | | | | | | | |
| Total | | | | | | | | | | -8166.18 | -29969.88 | -10024 | -7357.62 | -18190.18 | -37327.50 | |

Área da Unidade de Mapeamento: 7945 km² (794500 ha)

Estoque original de CO: 35,59 Mg ha⁻¹ x 794500 ha : 28276.26 x 10³ Mg CO

relativa no estoque de CO do solo nos anos de 1980 e 2050 em relação ao estoque original de CO. Os valores foram obtidos descontando-se do estoque original (item 6.4.2) a perda de CO nestes anos.

Neste sentido, na Tabela 20 são apresentados os resultados do balanço de CO e CO₂ nos cenários de manejo para a UM Cruz Alta, enquanto que na Figura 25 são apresentados os resultados referentes à variação relativa no estoque de CO do solo.

No período de 1951 a 1980, os cenários de manejo foram compostos pelos mesmos eventos de manejo (PC trigo/pousio de 1951 a 1970 e PC trigo/soja com queima de 1971 a 1980). Neste período, o modelo estimou uma perda de CO, pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão, de $5829,64 \times 10^3$ Mg, com a respectiva emissão de $17090,09 \times 10^3$ Mg CO₂ para a atmosfera (Tabela 20). A perda de CO neste período, correspondeu à redução de 20,6% no estoque original de CO na UM (Figura 25). No período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 1 manteve os mesmos eventos de manejo que o período anterior. Como mencionado anteriormente, o modelo estimou uma perda total de $18190,10 \times 10^3$ Mg de CO neste cenário, equivalente a redução de 64,3% do estoque original de CO (Figura 25).

A partir de 1981, os demais cenários de manejo contemplaram mudanças nos eventos de manejo em relação ao cenário 1, como a eliminação do uso do fogo e substituição do PC pelo PR no período de 1981 a 1990 (PR trigo/soja, sem queima - cenários 2,3 e 4), bem como a utilização de sistemas de cultura com alta adição anual de C e mínimo revolvimento do solo a partir de 1991 (PD trigo/soja,aveia/soja,aveia/milho - cenário 3 e PD trigo/soja,aveia/soja - cenário 4).

Os resultados da Tabela 20 mostram comportamentos diferenciados entre os cenários de manejo. No período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 2 apresentou uma perda de $4811,36 \times 10^3$ Mg de CO e emissão de $7325,64 \times 10^3$ Mg de CO₂. Para os cenários de manejo 3 e 4, o maior aporte anual de C via fitomassa superou as perdas de CO por decomposição microbiana e erosão, resultando em balanços positivos de $2881,33 \times 10^3$ Mg de CO e seqüestro de $16556,78 \times 10^3$ Mg de CO₂ no cenário 3 e $4640,29 \times 10^3$ Mg de CO com o seqüestro de $23207,18 \times 10^3$ Mg de CO₂ no cenário 4. Em função do acúmulo de CO no solo neste período, o estoque final de CO atingiu valores equivalentes a

TABELA 20. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Cruz Alta, sob vegetação original de campo.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|---|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | |
| 1951 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -4363,47 | -16013,92 | -1466,18 | -1076,17 | -5829,64 | -17090,09 |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -3802,72 | -13955,97 | -8557,82 | -6284,44 | -12360,54 | -20237,41 |
| 2 | -1292,27 | -4742,63 | -3519,09 | -2583,01 | -4811,36 | -7325,64 |
| 3 | +4918,90 | +18052,36 | -2037,57 | -1495,58 | +2881,33 | +16556,78 |
| 4 | +6744,28 | +24751,51 | -2103,99 | -1544,33 | +4640,29 | +23207,18 |
| 1951 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -8166,18 | -29969,88 | -10024,0 | -7357,62 | -18190,18 | -37327,50 |
| 2 | -5655,74 | -20756,65 | -4985,27 | -3659,18 | -10641,0 | -24415,73 |
| 3 | +555,43 | +2038,45 | -3503,75 | -2571,75 | -2948,32 | -553,31 |
| 4 | +2380,81 | +8737,59 | -3570,17 | -2620,51 | -1189,36 | +6117,08 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +2510,44 | +9213,23 | +5038,73 | +3698,44 | +7549,18 | +12911,77 |
| 3 | +8721,61 | +32008,33 | +6520,25 | +4785,87 | +15241,86 | +36794,20 |
| 4 | +10546,49 | +38707,47 | +6453,82 | +4737,11 | +17000,82 | +43444,58 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

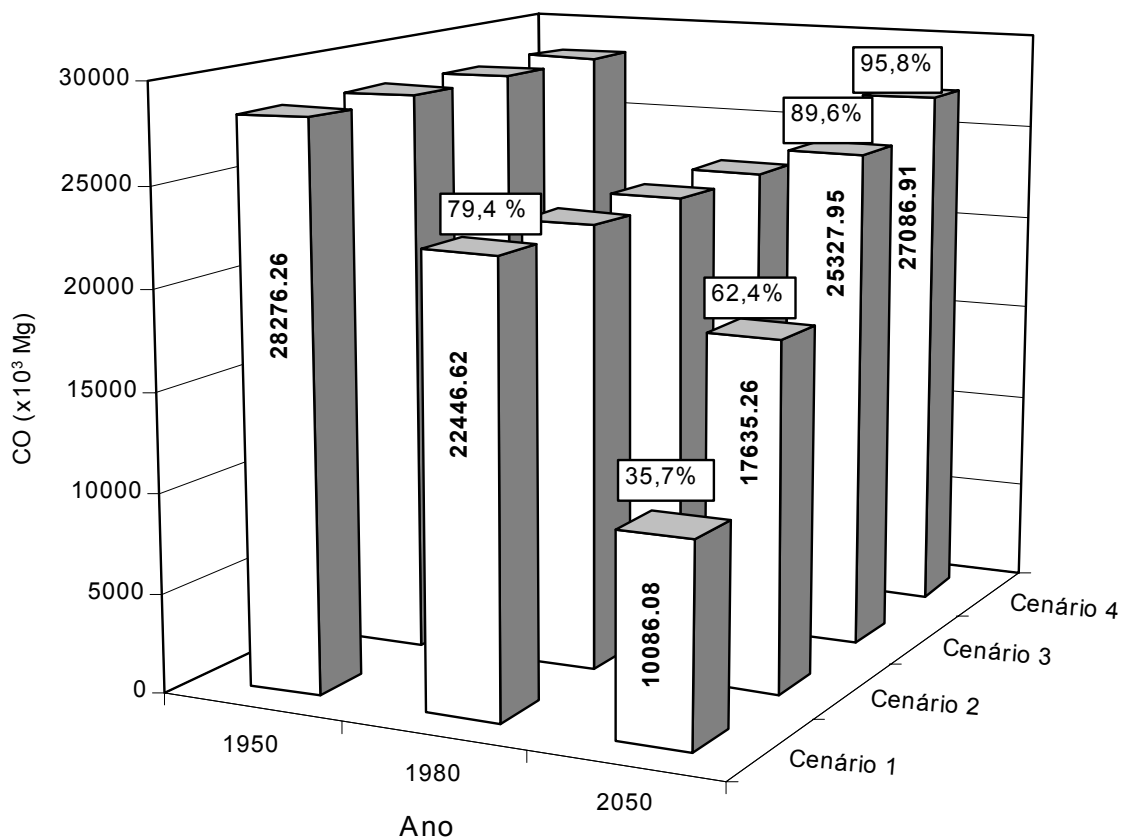


FIGURA 25. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Cruz Alta, sob vegetação original de campo.

89,6% e 95,8% da condição original nos cenários 3 e 4, respectivamente (Figura 25).

Considerado o período total da simulação, pode ser observado que as maiores perdas de CO e emissão de CO₂ à atmosfera ocorreram no cenário de manejo 1, o qual contemplou os piores eventos de manejo (Tabela 20). O cenário de manejo 2, apesar da melhoria nos eventos de manejo a partir de 1981, também apresentou balanço negativo de CO e CO₂ durante toda a simulação, com perda total de $10641,0 \times 10^3$ Mg de CO e emissão de $24415,73 \times 10^3$ Mg de CO₂.

Para os cenários de manejo 3 e 4, o incremento no conteúdo de CO no período de 1981 a 2050 não foi suficiente para recuperar todo o CO perdido no período anterior. Mesmo com balanços parciais positivos entre adições de C e perdas de CO por decomposição microbiana, a perda de CO por erosão foi maior, resultando em balanços negativos de 2948,32 e $1189,36 \times 10^3$ Mg de CO nos cenários 3 e 4, respectivamente (Tabela 20). Apesar do balanço negativo de CO, o cenário de manejo 4 apresentou um seqüestro líquido, em relação à condição original, de $6117,08 \times 10^3$ Mg de CO₂. Este resultado ocorreu devido a mineralização de apenas 20% do CO perdido por erosão, possibilitando um balanço positivo entre a emissão de CO₂ por este processo e a retirada de CO₂ atmosférico pelo incremento no conteúdo de CO no solo.

Quando os cenários de manejo 2 a 4 são comparados ao pior cenário de manejo, pode ser observado que a melhoria nos eventos de manejo a partir de 1981 (eliminação do fogo, redução no grau de revolvimento do solo e aumento no aporte de C via fitomassa) refletiu-se em incrementos no conteúdo de CO no solo entre $7549,18 \times 10^3$ Mg a $17000,82 \times 10^3$ Mg e seqüestros de CO₂ entre $12911,77 \times 10^3$ Mg a $43444,58 \times 10^3$ Mg (Tabela 20).

6.4.3.2. Unidade de Mapeamento Passo Fundo

Os resultados da simulação referentes à variação no conteúdo de CO do solo nos cenários de manejo e a variação na área cultivada nesta UM são apresentados na Figura 26, enquanto que o balanço de CO e CO₂ para a UM e a variação relativa no estoque de CO, calculados de acordo com o procedimento utilizado na UM anterior, são apresentados na Tabela 21 e Figura 27, respectivamente.

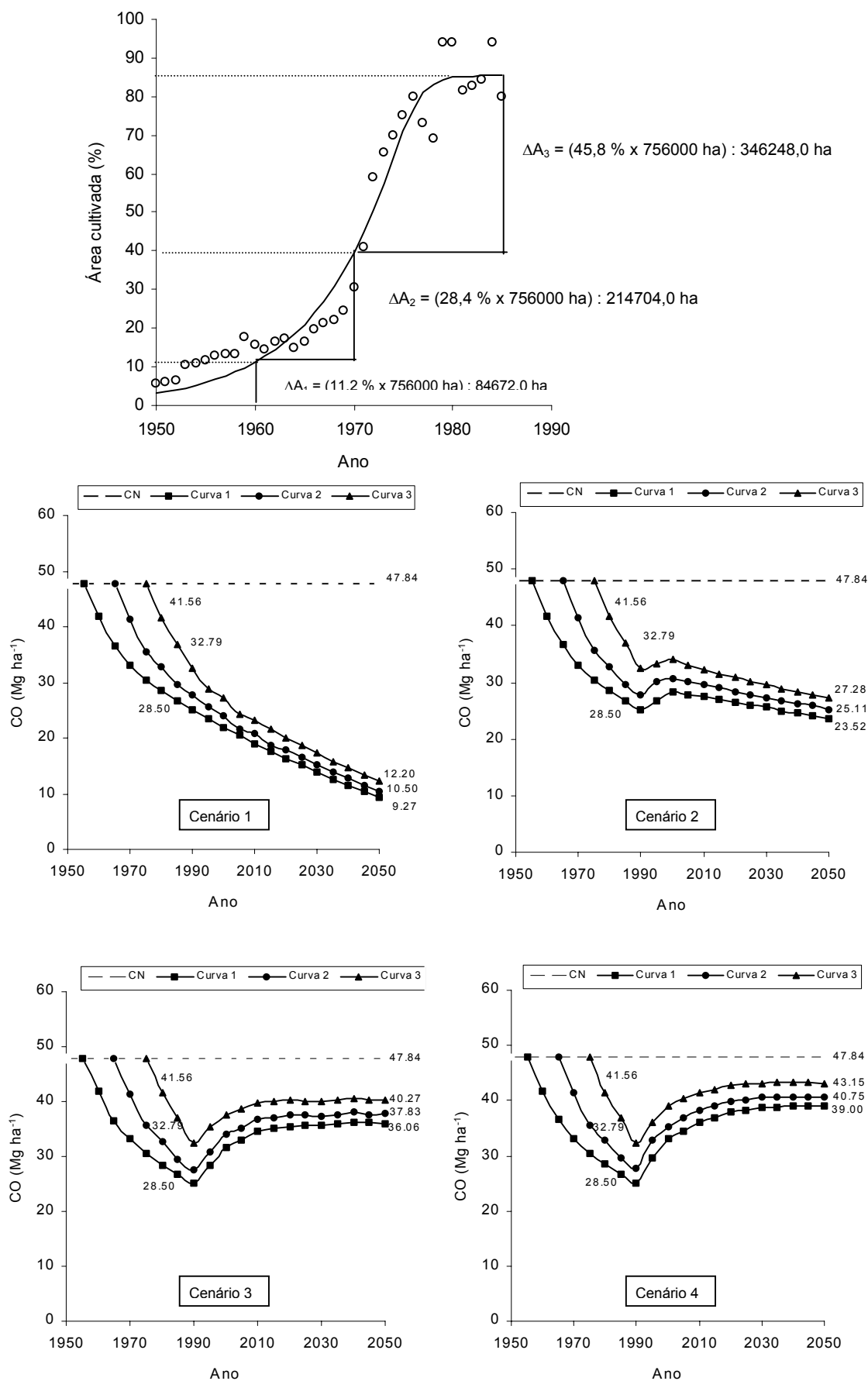


FIGURA 26. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de Manejo para a UM Passo Fundo, sob vegetação original de campo.

TABELA 21. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Passo Fundo, sob vegetação original de campo.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|---|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | |
| 1951 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -4983,72 | -18290,25 | -2059,57 | -1511,72 | -7043,29 | -19801,97 |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -4359,17 | -15998,16 | -12221,51 | -8970,59 | -16580,68 | -24968,75 |
| 2 | -2132,13 | -7824,92 | -4882,88 | -3584,04 | -7015,01 | -11408,96 |
| 3 | +4002,42 | +14681,54 | -2724,85 | -2000,04 | +1275,57 | +12681,50 |
| 4 | +5950,11 | +21836,92 | -2801,48 | -2056,29 | +3148,63 | +19780,63 |
| 1951 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -9342,89 | -34288,41 | -14281,08 | -10482,31 | -23632,97 | -44770,72 |
| 2 | -7115,85 | -26115,17 | -6942,45 | -5095,76 | -14058,3 | -31210,93 |
| 3 | -983,30 | -3608,71 | -4784,42 | -3511,77 | -5767,72 | -7120,47 |
| 4 | +966,39 | +3546,67 | -4861,05 | -3568,01 | -3894,65 | -21,34 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +2270,04 | +8173,24 | +7338,63 | +5386,55 | +9574,67 | +13559,79 |
| 3 | +8359,59 | +30679,70 | +9496,66 | +6970,54 | +17856,25 | +37650,25 |
| 4 | +10309,28 | +37835,08 | +9420,03 | +6914,30 | +19738,32 | +44749,38 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

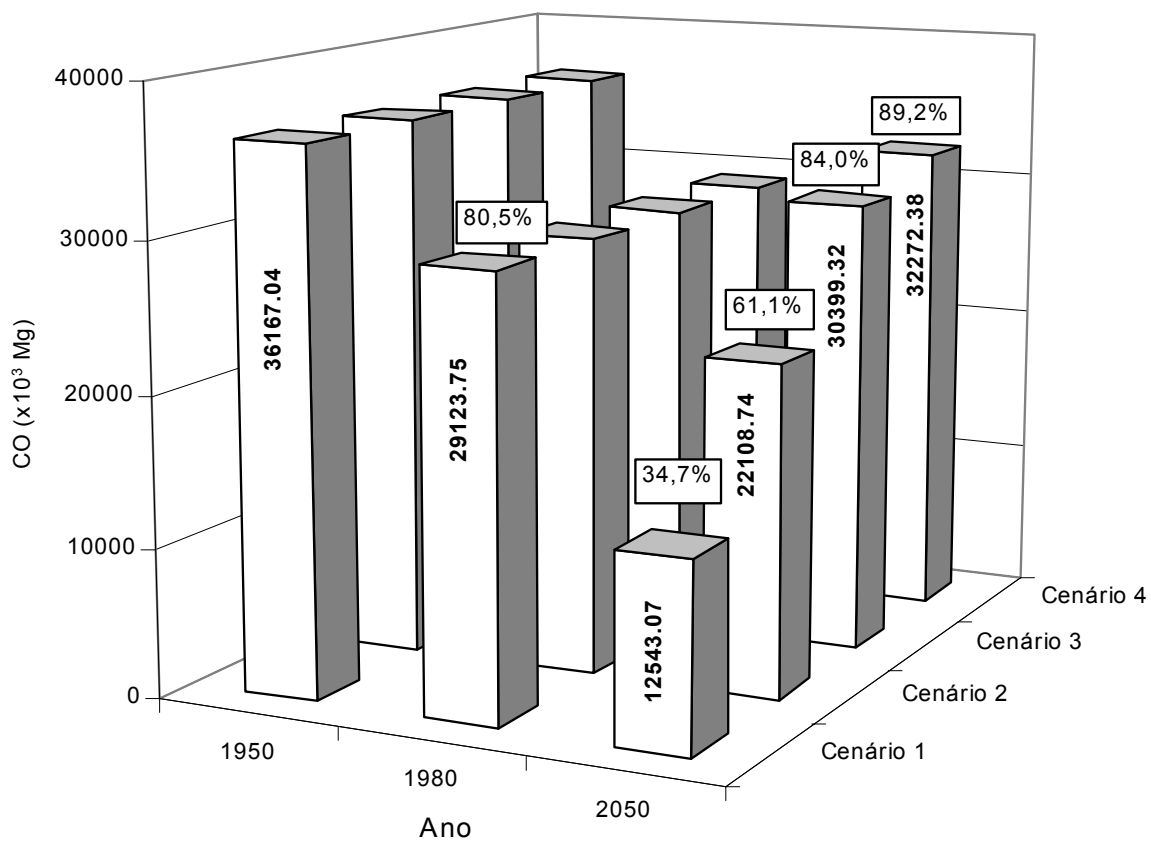


FIGURA 27. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Passo Fundo, sob vegetação original de campo.

No período compreendido entre o início da simulação a 1980, os cenários de manejo englobaram os principais eventos de manejo utilizados durante a expansão da agricultura no Planalto do RS, ou seja, PC trigo/pousio até 1970 e de 1971 a 1980, PC trigo/soja com queima dos resíduos culturais do trigo. Neste período, o modelo estimou o decréscimo no conteúdo de CO do solo de 47,84 Mg ha⁻¹ para 28,50 Mg ha⁻¹ (curva 1), 32,79 Mg ha⁻¹ (curva 2) e 41,56 Mg ha⁻¹ (curva 3). Assim, a perda de CO de cada curva, multiplicada pela respectiva variação na área cultivada, proporcionou balanços negativos para a UM de 7043,29x10³ Mg de CO e 19801,97x10³ Mg de CO₂ (Tabela 21). As perdas de CO neste período, corresponderam à redução de, aproximadamente, 20% do estoque original de CO (Figura 27).

No período de 1981 a 2050, os cenários de manejo apresentaram curvas com diferentes comportamentos. No cenário de manejo 1, onde foram mantidos os mesmos eventos de manejo utilizados no período de 1971 a 1980 (PC trigo/soja com queima), o conteúdo de CO do solo continuou decrescendo. Pode ser observado na Tabela 21 que em relação ao período anterior, as perdas de CO e emissão de CO₂ foram ainda maiores, em função da alta taxa de perda de solo por erosão (12,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹). Considerando todo o período da simulação, este cenário de manejo teve perdas estimadas de 23632,97x10³ Mg de CO com emissão de 44770,72x10³ Mg de CO₂ para a atmosfera. Com o balanço negativo de CO, o estoque final de CO do solo no cenário 1 foi reduzido para um valor equivalente a 34,7% da condição original.

Para os cenários de manejo 2,3 e 4 foram contempladas alterações nos eventos de manejo, como a eliminação do uso do fogo e redução no grau de revolvimento do solo no período de 1981 a 1990 e a inclusão de sistemas de cultura com maior aporte de C combinado com a utilização do PD a partir de 1991 (cenários 3 e 4). Em relação ao período anterior, houve o aumento na adição anual de C de 2,6 para 3,8, 5,4 e 6,0 Mg ha⁻¹ nos cenários 2 a 4, respectivamente, enquanto que a taxa de perda de solo por erosão foi reduzida para 4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no cenário 2 e 1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ nos cenários 3 e 4 (Figura 26).

No cenário de manejo 2, mesmo com o aumento na adição de C e redução na taxa de perda de solo por erosão, o conteúdo de CO do solo, estimado pelo modelo, continuou decrescendo. Pode ser observado na Tabela

21, que o aumento no aporte de C ainda não foi suficiente para superar as perdas de CO por decomposição microbiana e erosão, resultando em balanços negativos de CO e CO₂. Para o período total da simulação foi estimada uma perda líquida de $14058,3 \times 10^3$ Mg de CO, com a emissão de $31210,93 \times 10^3$ Mg CO₂ para a atmosfera, sendo que o estoque final de CO neste cenário de manejo, foi reduzido para um valor correspondente a 61,1% do estoque original (Figura 27).

Nos cenários de manejo 3 e 4, o maior aporte de C, combinado com o mínimo revolvimento do solo, ocasionou o aumento no conteúdo de CO do solo para valores próximos ao campo nativo (Figura 26). No cenário de manejo 3, a recuperação parcial das perdas de CO em relação ao período anterior, proporcionou um acúmulo de $1275,57 \times 10^3$ Mg de CO e seqüestro de $12681,50 \times 10^3$ Mg CO₂, enquanto que no cenário de manejo 4, o acúmulo de CO e o seqüestro de CO₂ foram ainda maiores ($3148,63 \times 10^3$ Mg de CO e $19780,63 \times 10^3$ Mg CO₂). Com o acúmulo de CO no solo nestes cenários de manejo, no período de 1981 a 2050, o estoque final de CO elevou-se para valores correspondentes a 84,0% e 89,2% do estoque original (Figura 27).

Para o período total da simulação, pode ser observado que os cenários de manejo 3 e 4 também apresentaram balanços negativos de CO e CO₂ em relação à condição original, indicando que o incremento no conteúdo de CO, quando da utilização de melhores eventos de manejo (1981 a 2050), não foi suficiente para recuperar o CO perdido no período anterior (Tabela 21). Por outro lado, quando a comparação é feita em relação ao cenário de manejo 1, no qual foram utilizados os piores eventos de manejo, os demais cenários apresentaram aumentos no conteúdo de CO do solo.

A diferença no conteúdo final de CO proporcionou acúmulos de $9574,67 \times 10^3$ Mg de CO (cenário 2), $17865,25 \times 10^3$ Mg de CO (cenário 3) e $19738,32 \times 10^3$ Mg de CO (cenário 4), correspondentes a seqüestros de $13559,79$, $37650,25$ e $44749,38 \times 10^3$ Mg CO₂ atmosférico, respectivamente (Tabela 21). Estes valores representam o ganho de CO devido às mudanças nas práticas de manejo durante as décadas de 80 e 90 nesta região.

6.4.3.3. Unidade de Mapeamento Santo Ângelo

Ao contrário das UM anteriores onde a vegetação original predominante foi o campo nativo, nesta UM foi constatado a existência de floresta e campo nativo, nas seguintes proporções: 75% da UM ocupada por campo nativo e 25% da UM ocupada por floresta (item 6.4.1). Neste sentido, o balanço de CO e CO₂ foi feito separadamente para as áreas de campo e floresta, levando-se em consideração a área da UM ocupada por estas vegetações. Pela soma dos balanços individuais, foi obtido o balanço para toda a UM.

Considerando que a expansão da agricultura na área de floresta iniciou a partir de 1900, foram estabelecidos 4 diferentes anos para o início da simulação (1910, 1930, 1950 e 1970), obtendo-se 4 curvas de simulação, sendo que cada uma das curvas representa a variação média no conteúdo de CO para um período de expansão da área cultivada de 20 anos. Apesar das diferenças com relação ao período de tempo da simulação e do maior número de curvas, o cálculo do balanço de CO e CO₂ seguiu o mesmo procedimento utilizado para as áreas de campo.

Os resultados da simulação dos cenários de manejo para a área da UM ocupada originalmente com campo nativo, são apresentados na Figura 28, enquanto que o balanço de CO e CO₂ e a variação relativa no estoque original de CO são apresentados na Tabela 22 e Figura 29, respectivamente.

Durante a expansão da agricultura no período de 1951 a 1980, os cenários de manejo foram compostos pelos mesmos eventos de manejo (PC trigo/pousio, de 1951 a 1970 e PC trigo/soja com queima, de 1971 a 1980). Neste período, o uso de sistemas de cultura com baixa adição de C e alto grau de revolvimento do solo, ocasionou o declínio no conteúdo de CO do solo nas 3 curvas de simulação (Figura 28). Conseqüentemente, foi estimado um balanço negativo de $8909,94 \times 10^3$ Mg de CO com emissão de $20688,29 \times 10^3$ Mg CO₂ para a atmosfera (Tabela 22). Este balanço negativo correspondeu à redução de 19,2% no estoque original de CO do solo (Figura 29).

No período de 1981 a 2050, assumiu-se para o cenário de manejo 1 a utilização dos mesmos eventos de manejo do período anterior. Nesta condição, o modelo estimou a manutenção do decréscimo de CO do solo, sendo que neste período, as perdas de CO aumentaram para $35250,03 \times 10^3$ Mg, com uma quantidade de CO₂ emitido à atmosfera de $41299,62 \times 10^3$ Mg. Considerando o

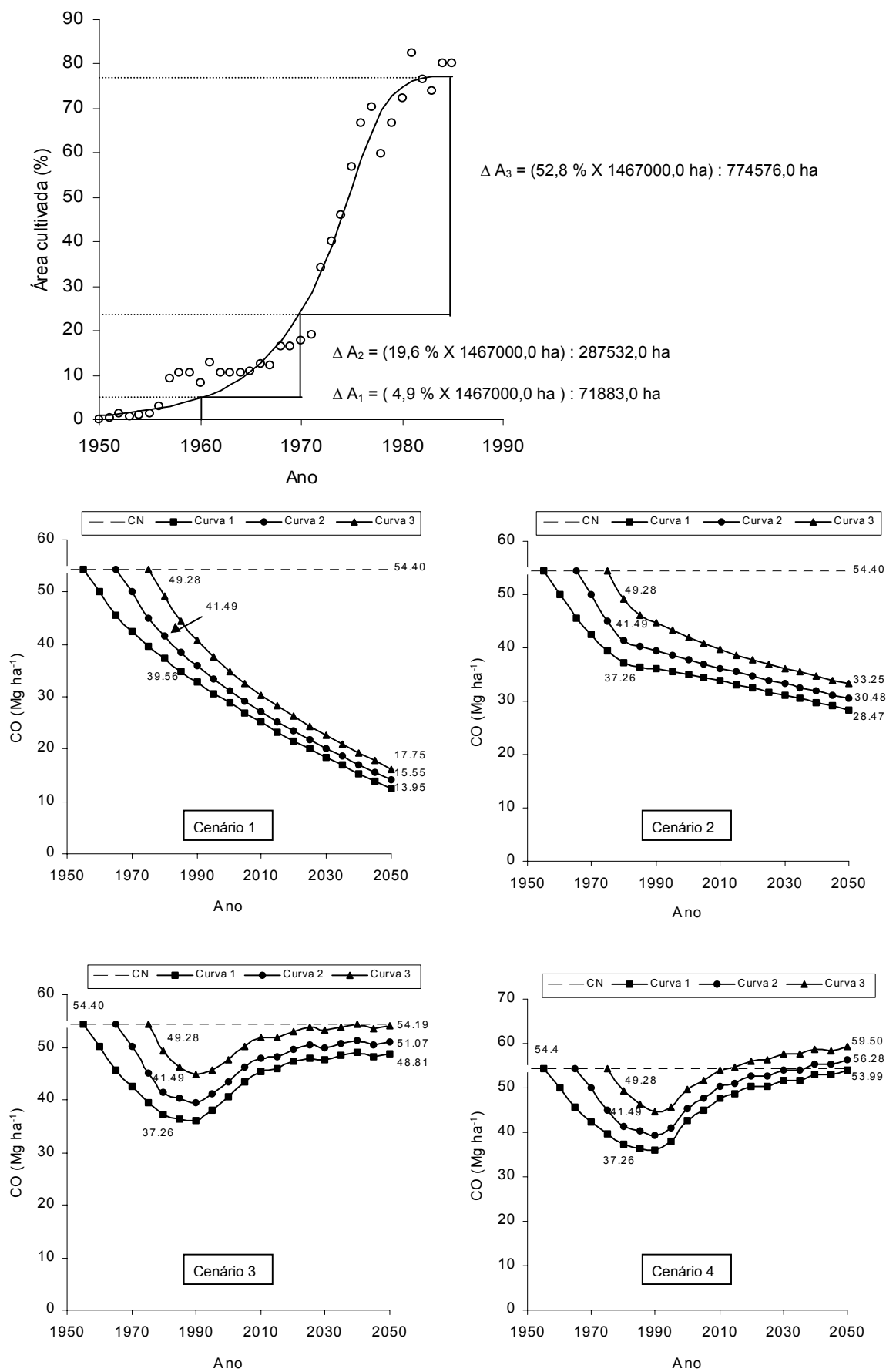


FIGURA 28. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a UM Santo Ângelo, sob vegetação original de campo.

TABELA 22. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de campo.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|---|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | |
| 1951 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -4818,93 | -17685,49 | -4091,01 | -3002,80 | -8909,94 | -20688,29 |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -5254,12 | -19282,62 | -29995,91 | -22017,0 | -35250,03 | -41299,62 |
| 2 | -4744,06 | -17410,69 | -11467,10 | -8416,85 | -16211,16 | -25827,54 |
| 3 | +14056,38 | +51586,93 | -6668,41 | -4894,61 | +7387,97 | +46692,31 |
| 4 | +20284,94 | +74445,74 | -6913,57 | -5074,56 | +13371,37 | +69371,17 |
| 1951 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -10073,05 | -36968,11 | -34086,92 | -25019,80 | -44159,97 | -61987,91 |
| 2 | -9562,99 | -35096,18 | -15558,11 | -11419,65 | -25121,10 | -46515,83 |
| 3 | +9237,45 | +33901,44 | -10759,42 | -7897,41 | -1521,97 | +26004,03 |
| 4 | +15466,01 | +56760,25 | -11004,58 | -8077,36 | +4461,43 | +48682,89 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +510,06 | +1871,93 | +18528,81 | +13600,15 | +10128,93 | +15472,08 |
| 3 | +19310,50 | +70869,55 | +23327,50 | +17122,39 | +42638,0 | +87991,94 |
| 4 | +25539,06 | +93728,36 | +23082,34 | +16942,44 | +48621,40 | +110670,8 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

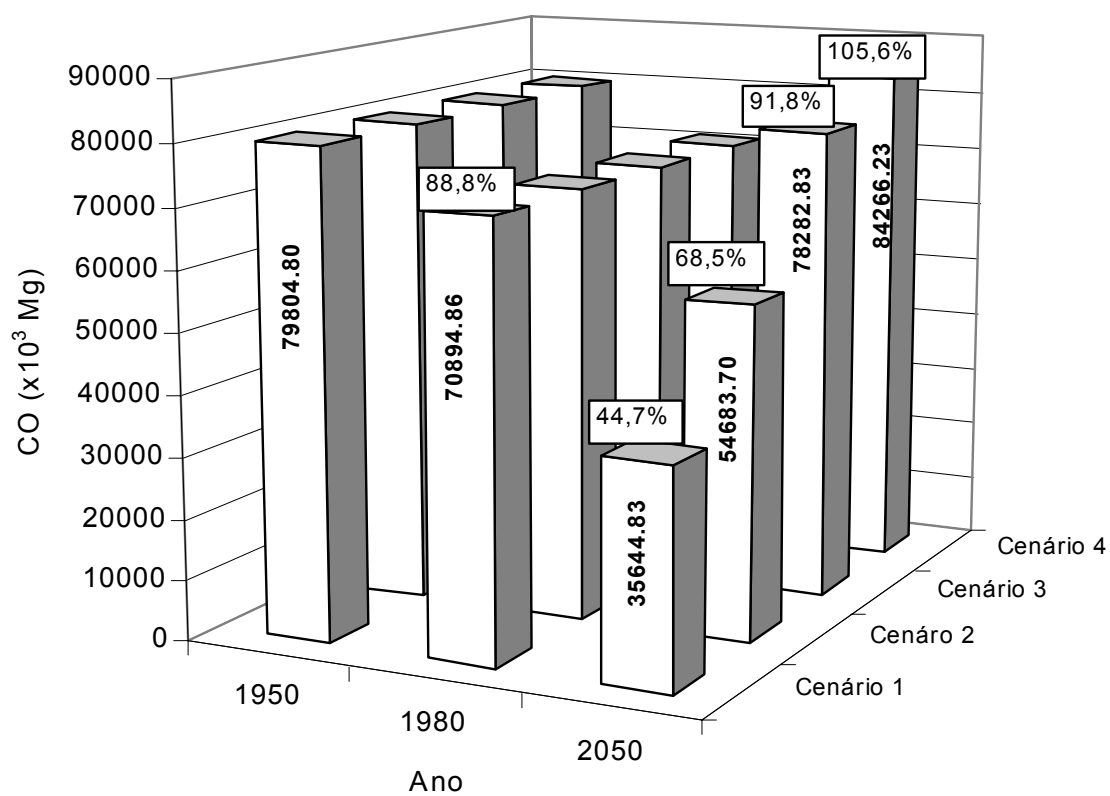


FIGURA 29. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de campo.

período total da simulação, o balanço negativo de CO neste cenário correspondeu à redução no estoque de CO para 44,7% do valor original.

Os demais cenários de manejo apresentaram melhorias nos eventos de manejo a partir de 1981. Para o cenário de manejo 2 (PR trigo/soja, sem queima), houve o aumento na adição anual de C para 2,6 Mg ha⁻¹ e redução na taxa de perda de solo de 12,0 para 4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Mesmo assim, o conteúdo de CO continuou decrescendo, porém em menor grau que o estimado no cenário anterior. Para os cenários de manejo 3 e 4, o uso de sistemas de cultura com maior aporte anual de C (5,4 e 6,0 Mg ha⁻¹), menor grau de revolvimento do solo e redução na perdas de solo por erosão para 1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, proporcionou o incremento no conteúdo de CO do solo para valores próximos e até superiores ao campo nativo (Figura 28).

Pela análise da Tabela 22, pode ser observado que no período de 1981 a 2050, o cenário 2 apresentou balanço negativo de CO e CO₂, o qual somado ao balanço do período anterior, correspondeu a uma perda total de 25121,10x10³ Mg de CO e emissão de 46515,83x10³ Mg de CO₂ para a atmosfera. Por outro lado, nos cenários de manejo 3 e 4, o aumento na adição de C pelos sistemas de cultura superou as perdas de CO do solo pelos processos de decomposição microbiana e erosão, resultando em balanços positivos de CO e CO₂. Considerando o período total da simulação, o cenário de manejo 4 recuperou todo o CO perdido no período anterior, ultrapassando o estoque de CO do campo em 4461,63x10³ Mg. O incremento no conteúdo de CO neste cenário corresponde ao seqüestro líquido de 48682,89x10³ Mg de CO₂. O cenário de manejo 3, mesmo com um balanço negativo de CO em relação ao campo nativo, também apresentou seqüestro líquido de CO₂, devido à mineralização de apenas uma parcela do CO perdido por erosão. Nestes cenários, o estoque final de CO aumentou para valores equivalentes a 91,8% e 105,5% da condição original (Figura 29).

O potencial de incremento de CO no solo pela utilização de preparos conservacionistas também foi observado por Kern e Johnson (1993) e Lal et al. (1999) nos Estados Unidos. Kern e Johnson (1993), criaram cenários com 27% (cenário atual), 57% (cenário 2) e 76% (cenário 3) da área plantada nos EUA, na qual seriam utilizados preparos conservacionistas do solo. Os autores estimaram que até o ano de 2000, a manutenção do preparo convencional

resultaria em perdas de 31 a 52 Tg de CO ($1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$) no cenário atual, 18 a 30 Tg de CO no cenário 2 e 9 a 16 Tg de CO no cenário 3. No entanto, as áreas onde houve a mudança do preparo convencional para o plantio direto, o aumento no conteúdo de CO resultaria em balanços positivos de 80 a 129 Tg de CO (cenário 2) e de 286 a 468 Tg de CO (cenário 3), enquanto que no cenário atual o balanço foi nulo.

Lal et al. (1999), estimaram um potencial de seqüestro de CO em solos agrícolas dos EUA, através da adoção de um conjunto de práticas de manejo adequadas, de 123 a 295 Tg de CO ano⁻¹ (média de 209 Tg). Descontado deste valor as perdas correntes de CO (109 Tg), foi estimado um ganho líquido de 100 Tg ano⁻¹. Segundo os autores, num período de 25 a 50 anos seria possível recuperar entre 50 a 75% das perda históricas de CO dos solos agrícolas daquele país.

Neste sentido, os resultados do balanço de CO e CO₂ nos cenários de manejo, para a área com vegetação original de campo, mostram que o potencial de recuperação do CO do solo a partir de uma condição degradada, depende do sistema de manejo utilizado, especialmente quanto à adição de C via fitomassa, revolvimento do solo e controle da erosão. Assim, desde que utilizada com sistemas de manejo conservacionistas, a agricultura pode contribuir para que o solo atue como um dreno de CO₂ atmosférico.

O balanço de CO e CO₂ para a área da UM Santo Ângelo ocupada por vegetação original de floresta, foi calculado a partir dos valores de CO do solo e da expansão da agricultura apresentados na Figura 30. Neste caso, além do balanço de CO₂ devido o manejo do solo, também foi considerada a emissão de CO₂ pela queima da floresta. Cabe ressaltar que a queima foi efetuada sob o material remanescente após os eventos de corte da floresta e a retirada de 90% da madeira.

A exemplo das áreas sob vegetação de campo, no período de 1901 a 1980 todos os cenários foram compostos pelos mesmos eventos de manejo, ou seja, agricultura colonial e preparo do solo com tração animal de 1901 a 1970 e PC trigo/soja, com queima dos resíduos culturais do trigo, de 1971 a 1980. Neste período, caracterizado pela baixa adição anual de C via fitomassa, o modelo estimou o decréscimo no conteúdo de CO do solo nas 4 curvas, sendo que as perdas variaram de 32,17 Mg ha⁻¹ (curva 1) a 10,63 Mg ha⁻¹ (curva 4)

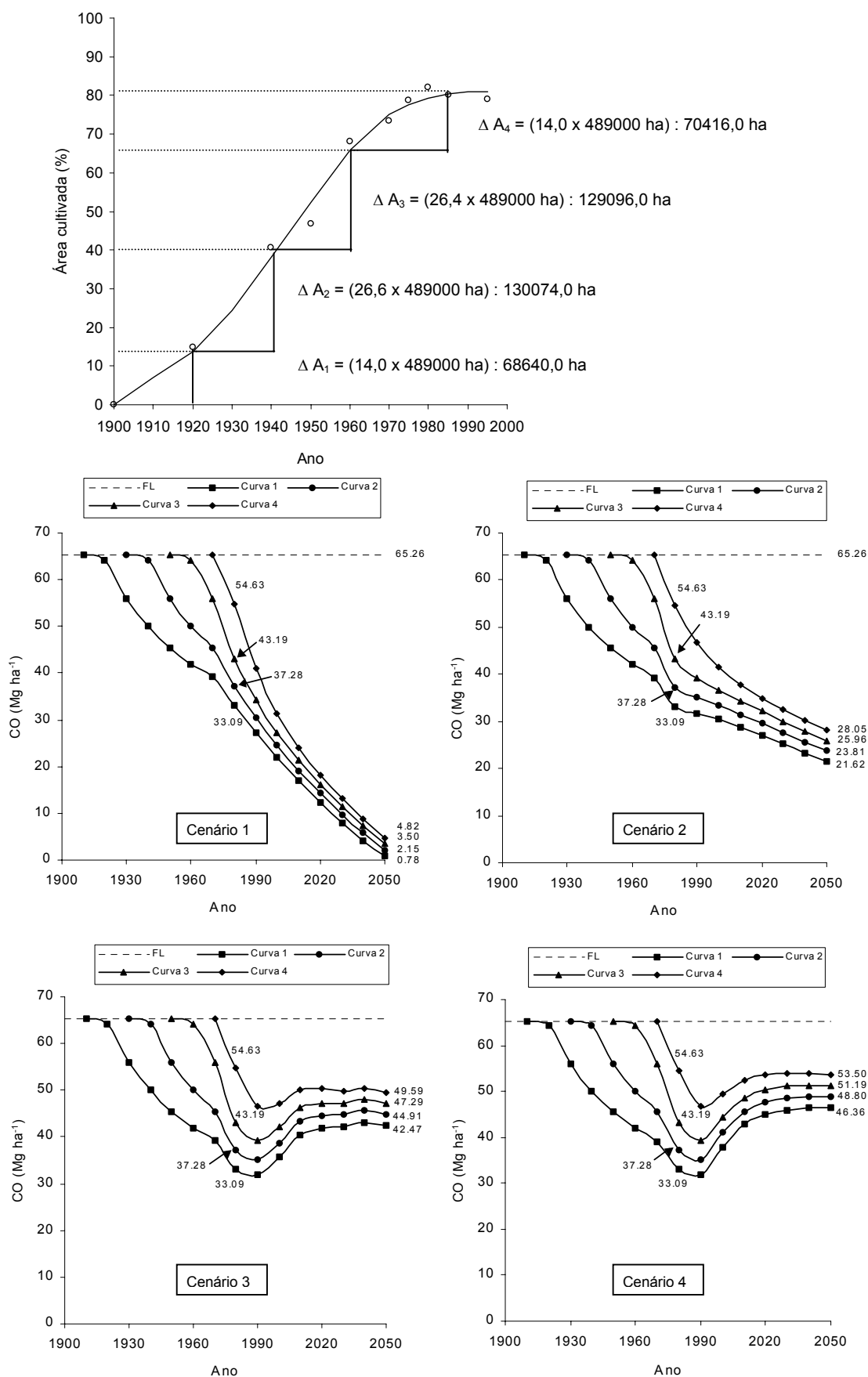


FIGURA 30. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a área da Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de floresta.

(Figura 30). A perda de CO de cada curva, multiplicado pela respectiva variação da área cultivada na UM, resultou num balanço negativo de CO, pelos processos de decomposição microbiana e erosão, de $9418,70 \times 10^3$ Mg (Tabela 23), ocasionando a redução de 29,5% no estoque original de CO (Figura 31).

Com relação ao balanço de CO_2 , observa-se que o manejo do solo foi responsável pela emissão de $22127,26 \times 10^3$ Mg de CO_2 para a atmosfera, enquanto que a queima da floresta emitiu uma quantidade maior de CO_2 ($26964,45 \times 10^3$ Mg). Este resultado mostra que durante a expansão da agricultura nas áreas de floresta, o decréscimo no conteúdo de CO do solo causou menor impacto sobre o ambiente do que aquele ocasionado pela queima da floresta, a qual emitiu uma quantidade de CO_2 em torno de 20% superior.

No período de 1981 a 2050, o cenário de manejo 1 manteve os mesmos eventos de manejo utilizados no período de 1971 a 1980 (PC trigo/soja com queima). Nesta condição, o modelo simulou o decréscimo acentuado no conteúdo de CO do solo, com perda praticamente total do CO existente na camada de 0 a 20 cm (Figura 30). Pode ser observado na Tabela 23, que em relação ao período anterior, houve o aumento na perda de CO para $15315,25 \times 10^3$ Mg. Por outro lado, como a erosão foi o processo responsável pela maior parcela das perdas de CO, foi emitida uma menor quantidade de CO_2 para a atmosfera, devido à mineralização de apenas 20% do CO perdido por este processo. Considerando o período total da simulação, o cenário de manejo 1 apresentou um balanço líquido negativo de $24733,95 \times 10^3$ Mg de CO e emissão total de CO_2 para a atmosfera, devido o manejo do solo mais a queima da floresta, de $60325,30 \times 10^3$ Mg. A perda de CO neste cenário, correspondeu ao decréscimo no estoque de CO do solo para 22,5% do valor original (Figura 31).

Os demais cenários de manejo apresentaram melhorias nos eventos de manejo a partir de 1981, como a redução no grau de revolvimento do solo, maior aporte anual de C via fitomassa e menor taxa de perda de solo por erosão. Para o período de 1981 a 2050, o modelo estimou comportamentos diferentes entre os cenários, como a manutenção das perdas de CO no cenário 2 e o incremento no conteúdo de CO do solo nos cenários 3 e 4 (Figura 30).

TABELA 23. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de floresta.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|---|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-------------------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (floresta) | | | | | | |
| 1900 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -5181,85 | -19017,41 | -4236,85 | -3109,85 | -9418,70 | -22127,26 -49091,71* |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -99,52 | -365,24 | -15215,73 | -11168,35 | -15315,25 | -11533,59 |
| 2 | -515,70 | -1892,62 | -6065,62 | -4452,17 | -6581,32 | -6344,79 |
| 3 | +5307,22 | +19477,51 | -3488,35 | -2560,45 | +1818,87 | +16917,07 |
| 4 | +6961,58 | +25549,00 | -3599,26 | -2641,85 | +3362,32 | +22907,15 |
| 1900 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -5281,37 | -19382,65 | -19452,58 | -14278,20 | -24733,95 | -33660,85 -60625,30 |
| 2 | -5697,55 | -20910,03 | -10302,47 | -7562,02 | -16000,02 | -28472,05 -55436,50 |
| 3 | +125,37 | +460,11 | -7725,20 | -5670,30 | -7599,83 | -5210,19 -32984,64 |
| 4 | +1779,73 | +6531,59 | -7836,11 | -5751,70 | -6056,38 | +779,89 -26184,56 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | -416,18 | -1527,38 | +9150,11 | +6716,18 | +8733,37 | +7188,80 |
| 3 | +5406,74 | +19842,76 | +11727,38 | +8607,90 | +17134,12 | +28450,66 |
| 4 | +7061,10 | +25914,24 | +11616,47 | +8526,50 | +18677,57 | +34440,74 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

(*)Emissão de CO₂ pelo manejo do solo + queima da floresta.

Emissão de CO₂ pela queima da floresta:

18,45 Mg ha⁻¹ de CO x 398226 ha x 3,67: 26964,45x10³ Mg de CO₂

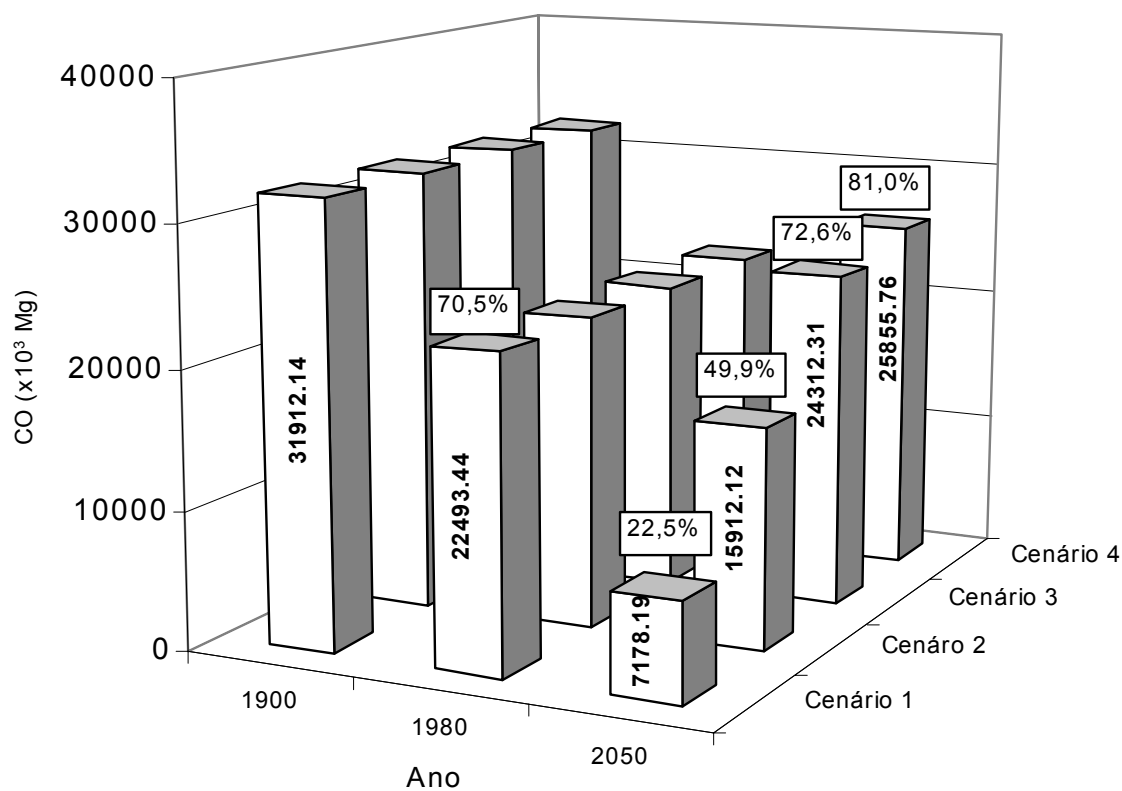


FIGURA 31. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo, sob vegetação original de floresta.

No cenário de manejo 2, mesmo com o aumento na adição anual de C de 2,7 para 3,3 Mg ha⁻¹, foi estimado um balanço negativo entre adições de C e perda de CO por decomposição microbiana líquida de 515,70x10³ Mg. Este valor, somado à perda de CO por erosão, resultou numa perda de 6581,32x10³ Mg de CO, com a emissão de 6344,79x10³ Mg de CO₂ para a atmosfera (Tabela 23). A análise do balanço de CO e CO₂ para todo o período de simulação mostra que este cenário apresentou uma perda de 16000,02x10³ Mg de CO, emitindo para a atmosfera, pela queima da floresta mais o decréscimo de CO do solo, uma quantidade total de 53436,50x10³ Mg de CO₂. Pode ser observado na Figura 31 que, a exemplo do cenário de manejo anterior, houve a redução no estoque de CO do solo neste período para um valor correspondente a 22,5% do estoque original.

Ao contrário dos cenários de manejo anteriores, no período de 1981 a 2050, o modelo estimou balanços positivos de CO e CO₂ nos cenários 3 e 4, basicamente em função de dois fatores: o aumento na adição anual de C para 5,6 e 6,0 Mg ha⁻¹, respectivamente, e a redução da taxa de perda de solo de 12,0 para 1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. O maior aporte anual de C proporcionou balanços parciais positivos entre adições e perdas de CO por decomposição microbiana líquida de 5307,22x10³ Mg (cenário 3) e 6961,58x10³ Mg (cenário 4). Do mesmo modo, com a menor perda de solo por erosão, o balanço negativo de CO por este processo foi reduzido em praticamente 80 e 40% dos valores estimados nos cenários 1 e 2 (Tabela 23). Como resultado, os cenários de manejo 3 e 4 tiveram incrementos respectivos de 1818,87 e 3362,32x10³ Mg de CO, com a retirada de 16917,07 e 22907,15x10³ Mg de CO₂ da atmosfera, sendo que o balanço positivo de CO neste período, proporcionou o aumento no estoque de CO do solo de 70,5 para 72,6 e 81,0% do valor original (Figura 31).

A análise do balanço para todo o período da simulação revela que o acúmulo de CO no solo nos cenários 3 e 4, a partir da melhoria nos eventos de manejo, não foi suficiente para recuperar todo o CO perdido no período de 1951 a 1980. Pode ser observado na Tabela 23, que mesmo já apresentando balanços parciais positivos entre adições e perdas de CO por decomposição, a perda de CO por erosão foi maior, resultando em balanços negativos de 7599,83 e 6056,38x10³ Mg de CO nos cenários 3 e 4, respectivamente. Quanto ao balanço de CO₂, pode ser observado que este foi negativo no cenário 3 e

positivo no cenário 4, quando relacionado apenas ao manejo do solo. No entanto, com a inclusão da perda de CO₂ pela queima da floresta, o balanço foi negativo em ambos os cenários.

Por outro lado, quando a comparação é feita em relação ao cenário de manejo 1, no qual foram utilizados os piores eventos de manejo, o comportamento das curvas de simulação revela que para o período de 1981 a 2050, houve o incremento no conteúdo de CO do solo nos demais cenários de manejo (Figura 30). A diferença no estoque final de CO, correspondeu a acúmulos de CO no solo entre 8733,37 a 18677,57x10³ Mg e seqüestro de CO₂ entre 7188x10³ a 34440,74x10³ Mg (Tabela 23).

Na Tabela 24 é apresentado o balanço de CO e CO₂ para toda a UM Santo Ângelo, obtido pela soma dos balanços individuais nas áreas de campo e floresta, enquanto que na Figura 32 é apresentada a variação no estoque de CO nos anos de 1980 e 2050 em relação ao estoque original.

Para os primeiros 30 anos de simulação, foram estimadas perdas de 18328,65x10³ Mg de CO e emissão de 42815,55x10³ Mg de CO₂ à atmosfera devido ao manejo do solo. Com a inclusão da emissão pela queima da floresta, a emissão total de CO₂ aumentou para 69780,00x10³ Mg (Tabela 24). Assim, neste período, somente a queima da floresta foi responsável por, aproximadamente, 40% das emissões totais de CO₂. Com relação ao balanço negativo de CO, pode ser observado na Figura 32 que houve a redução de 16,4% no estoque original de CO nos cenários de manejo.

No período de 1981 a 2050, o balanço de CO e CO₂ continuou negativo nos cenários de manejo 1 e 2, acarretando o decréscimo no estoque de CO de 83,6% para 38,3% (cenário 1) e 63,2% (cenário 2) do valor original. Já os cenários de manejo 3 e 4 apresentaram balanço positivo entre adições de C e perda de CO do solo pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão de 9206,84x10³ e 16733,69x10³ Mg, respectivamente. Com o incremento no conteúdo de CO do solo neste período, os cenários 3 e 4 tiveram seqüestros estimados de 63609,35x10³ e 92278,33x10³ Mg de CO₂, respectivamente. Do mesmo modo, o estoque final de CO elevou-se para valores correspondentes a 91,8% (cenário 3) e 98,6% (cenário 4) da condição original.

TABELA 24. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|--|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-------------------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo + floresta) | | | | | | |
| 1900 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -10000,78 | -36702,90 | -8327,86 | -6112,65 | -18328,65 | -42815,55 -69780,00* |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -5353,64 | -19647,86 | -45211,64 | -33815,35 | -50565,29 | -52833,21 |
| 2 | -5259,76 | -19303,31 | -17532,72 | -12869,02 | -22792,48 | -32172,33 |
| 3 | +19363,60 | +71064,41 | -10156,76 | -7455,06 | +9206,84 | +63609,35 |
| 4 | +27246,52 | +99994,74 | -10512,83 | -7716,41 | +16733,69 | +92278,33 |
| 1900 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -15354,42 | -56350,75 | -53539,50 | -39298,00 | -68893,94 | -95648,76 -122613,2 |
| 2 | -15260,54 | -56006,21 | -25860,58 | -18981,67 | -41121,13 | -74997,88 -101962,3 |
| 3 | +9362,82 | +34361,51 | -18484,62 | -13567,71 | -9121,80 | +20793,80 -6170,65 |
| 4 | +16645,74 | +63291,84 | -18840,69 | -13829,06 | -1594,96 | +49462,78 +22498,33 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +510,06 | +1871,93 | +18528,81 | +13600,15 | +10128,93 | +15472,08 |
| 3 | +19310,50 | +70869,55 | +23327,50 | +17122,39 | +42638,0 | +87991,94 |
| 4 | +25539,06 | +93728,36 | +23082,34 | +16942,44 | +48621,40 | +110670,8 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

(*) Emissão de CO₂ pelo manejo do solo + queima da floresta.

Emissão de CO₂ pela queima da floresta:

(18,45 Mg ha⁻¹ de CO x 398226 ha x 3,67: 26964,45x10³ Mg de CO₂)

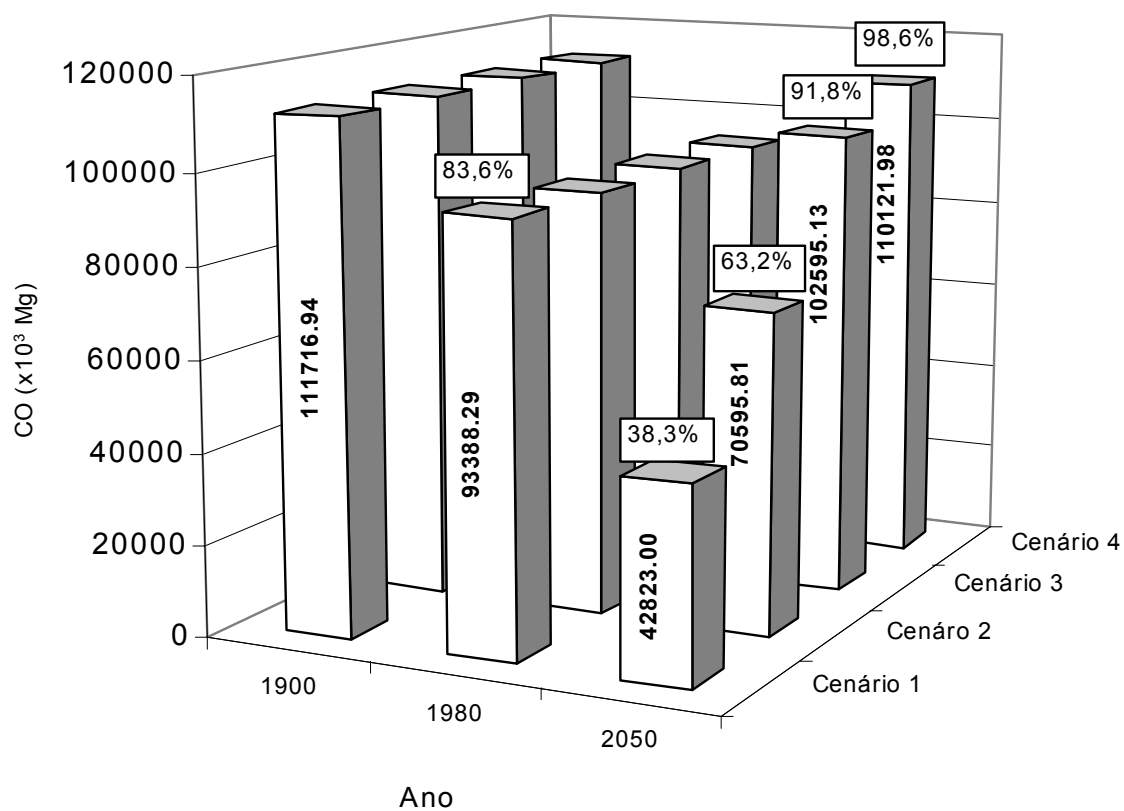


FIGURA 32. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Santo Ângelo.

Considerando o período total da simulação, o cenário de manejo 1, composto pelos piores eventos de manejo, apresentou uma perda de CO, pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão, de $68893,94 \times 10^3$ Mg, com a emissão de CO₂ devido ao manejo do solo e queima da floresta, de $122613,21 \times 10^3$ Mg. Os demais cenários, quando comparados à condição original, também apresentaram balanço negativo de CO, indicando que o CO perdido no período de 1951 a 1980 não foi completamente recuperado. No entanto, pode ser observado que nos cenários de manejo 3 e 4, o balanço de CO₂ pelo manejo do solo foi positivo, mesmo em relação ao sistema estável (Tabela 24). Este comportamento ocorreu devido a utilização de sistemas de cultura com alto aporte anual de C, mínimo revolvimento do solo e controle da erosão. Porém, quando é incluída no balanço de CO₂ a emissão pela queima da floresta, observa-se que o cenário de manejo 3 apresentou um balanço final negativo, enquanto que no cenário de manejo 4 o balanço ainda manteve-se positivo.

Quando a comparação é feita em relação ao cenário de manejo 1, pode ser observado que a melhoria nos eventos de manejo, a partir de 1981, proporcionou o acúmulo de CO nos demais cenários de manejo. O balanço positivo de CO e CO₂ foi crescente do cenário 2 ao 4, refletindo as diferenças quanto aos eventos de manejo utilizados (adição de C pelos sistemas de cultura e método de preparo do solo).

Os resultados da simulação para toda a UM, mostra que o impacto ocasionado no ambiente pela utilização de práticas agrícolas inadequadas, durante o período de agricultura convencional nesta região (1951 a 1980), pode ser recuperado, desde que utilizados sistemas de cultura com alto aporte de C via fitomassa e métodos de preparo com mínimo revolvimento do solo. Pelo comportamento das curvas de simulação, o potencial de acúmulo de CO, a partir de uma condição de solo degradado, é maior nos primeiros anos de mudança no sistema de manejo, tendendo a uma condição estável após um determinado período de tempo. Para o solo desta UM, os maiores incrementos de CO no solo ocorreram no período de 1990 a 2020, tendendo à estabilidade após este período.

6.4.3.4. Unidade de Mapeamento Erechim

Nesta UM, a amostragem de solo para a determinação do conteúdo inicial de CO foi feita somente na área de floresta. No entanto, após o cruzamento dos mapas de solo e vegetação, foi constatado a presença de vegetação original de campo nativo ocupando uma área correspondente a 50% da UM. No sentido de incluir esta área no balanço de CO e CO₂, utilizou-se a curva de expansão da agricultura e os valores de CO das curvas de simulação da UM Santo Ângelo sob vegetação de campo.

Na Figura 33 é apresentado a curva de expansão da agricultura e os valores estimados de CO do solo nos cenários de manejo, para a área da UM Erechim sob vegetação original campo nativo. Pode ser observado que mesmo utilizando a curva da UM Santo Ângelo, a expansão absoluta da área cultivada em cada período (ha) é diferente, uma vez que a variação relativa da área cultivada (%) foi multiplicada pela área da UM Erechim ocupada por campo nativo. Conseqüentemente, em termos de valores absolutos, o balanço de CO e CO₂ nesta UM irá diferir em relação a UM Santo Ângelo. Por outro lado, em termos relativos, a variação percentual no estoque de CO em relação à condição original será a mesma. Neste sentido, para a área de campo, este resultado não será apresentado.

A partir da variação no conteúdo de CO das curvas de simulação e da variação da área cultivada, calculou-se o balanço de CO e CO₂ para a UM Erechim. Os resultados são apresentados na Tabela 25.

Para o período de 1951 a 1980, foi estimado um balanço negativo de CO, pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão, de $3885,57 \times 10^3$ Mg para os cenários de manejo 1 a 4, uma vez que estes foram compostos pelos mesmos eventos de manejo neste período. A redução no conteúdo de CO do solo, correspondeu à emissão de $9022,04 \times 10^3$ Mg de CO₂.

No período de 1981 a 2050, o balanço variou entre os cenários de manejo. A exemplo dos resultados obtidos no período anterior, o cenário de manejo 1 foi o que apresentou as maiores perdas de CO e emissão de CO₂. O cenário de manejo 2 também apresentou balanços negativos de CO e CO₂, porém de menor magnitude que o cenário 1. Já para os cenários de manejo 3 e 4, em função do maior aporte de C via fitomassa e da utilização do PD, foram estimados balanços positivos entre adição e perdas de CO do solo por

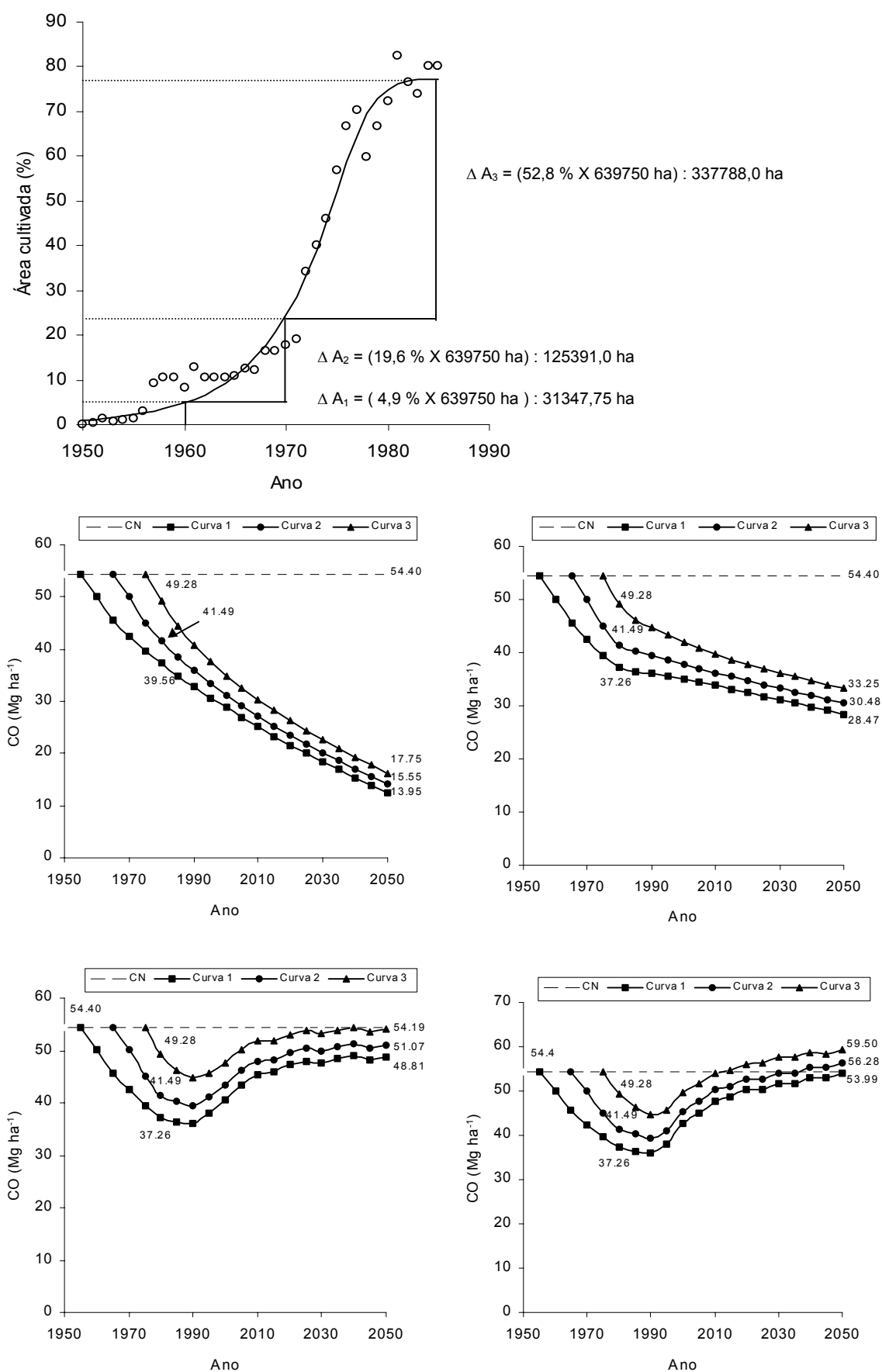


FIGURA 33. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo, para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de campo.

TABELA 25. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de campo.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|---|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | |
| 1951 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -2101,51 | -7712,54 | -1784,06 | -1309,50 | -3885,57 | -9022,04 |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -2291,29 | -8409,04 | -13081,04 | -9601,48 | -15372,33 | -18010,52 |
| 2 | -2068,86 | -7592,70 | -5000,73 | -3670,54 | -7069,59 | -11263,24 |
| 3 | +6129,91 | +22496,75 | -2908,05 | -2134,51 | +3221,86 | +20362,24 |
| 4 | +8846,14 | +32465,35 | -3014,97 | -2212,99 | +5831,17 | +30252,36 |
| 1951 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -4392,80 | -16121,58 | -14865,10 | -10910,98 | -19257,90 | -27032,56 |
| 2 | -4170,37 | -15305,24 | -6784,79 | -4980,04 | -10955,16 | -20285,28 |
| 3 | +4028,40 | +14784,21 | -4692,11 | -3444,01 | -663,71 | +11340,20 |
| 4 | +6744,63 | +24752,81 | -4799,03 | -3522,49 | +1945,60 | +21230,32 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +222,43 | +816,34 | +8080,31 | +5903,94 | +8302,74 | +6747,28 |
| 3 | +8421,20 | +30905,79 | +10172,99 | +7466,97 | +18594,19 | +38372,76 |
| 4 | +11137,43 | +40874,39 | +10066,07 | +7388,49 | +21203,50 | +48262,88 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

decomposição e erosão. Pode ser observado no cenário 3, que o acúmulo de CO neste período proporcionou a recuperação quase total das perdas do período anterior. Já a retirada de CO₂ da atmosfera pelo acúmulo de CO no solo ($20362,24 \times 10^3$ Mg), superou a emissão anterior ($9022,04 \times 10^3$), acarretando um seqüestro líquido de $11340,20 \times 10^3$ Mg de CO₂ da atmosfera. Para o cenário de manejo 4, o incremento de CO de 1891 a 2050 superou as perdas do período anterior em $1945,60 \times 10^3$ Mg de CO, ocasionando uma retirada líquida de $21230,32 \times 10^3$ Mg de CO₂ da atmosfera.

Quando comparados ao cenário 1, foram estimados balanços positivos de 8302,74, 18594,19 e $2120,50 \times 10^3$ Mg de CO e 6747,28, 38372,76 e $48262,88 \times 10^3$ Mg de CO₂ nos cenários 2 a 4, respectivamente. Estes valores representam o ganho de CO e seqüestro de CO₂ pela melhoria nos eventos de manejo a partir de 1981.

A curva de expansão da agricultura e o comportamento do CO do solo nos cenários de manejo, para a área da UM Erechim ocupada por vegetação original de floresta, são apresentados na Figura 34, enquanto que na Tabela 26 consta o balanço de CO e CO₂ nos cenários de manejo e na Figura 35, a variação relativa no conteúdo de CO em relação à condição original.

Pode ser observado na Figura 34, que a substituição da floresta pela agricultura colonial, caracterizada pela baixa adição de C via fitomassa, ocasionou o declínio no conteúdo de CO do solo no período de 1901 a 1980. A maior perda de CO ocorreu nas áreas com início da expansão agrícola anterior (curva 1), diminuindo gradativamente nas demais curvas. A perda de CO de cada curva, multiplicada pela respectiva expansão da agricultura, resultou numa perda total neste período, pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão, de $8564,72 \times 10^3$ Mg de CO, correspondente à redução no estoque original de CO do solo de, aproximadamente, 20% (Figura 35).

Com relação à emissão de CO₂, somente devido ao manejo inadequado do solo, foi emitida uma quantidade de $21081,49 \times 10^3$ Mg de CO₂ para a atmosfera (Tabela 26). Somado a este balanço, a emissão pela queima da floresta, foi estimada uma emissão total de $46199,67 \times 10^3$ Mg de CO₂.

No período de 1981 a 2050, o comportamento do CO no solo variou entre os cenários de manejo, devido a diferenças nos eventos de manejo

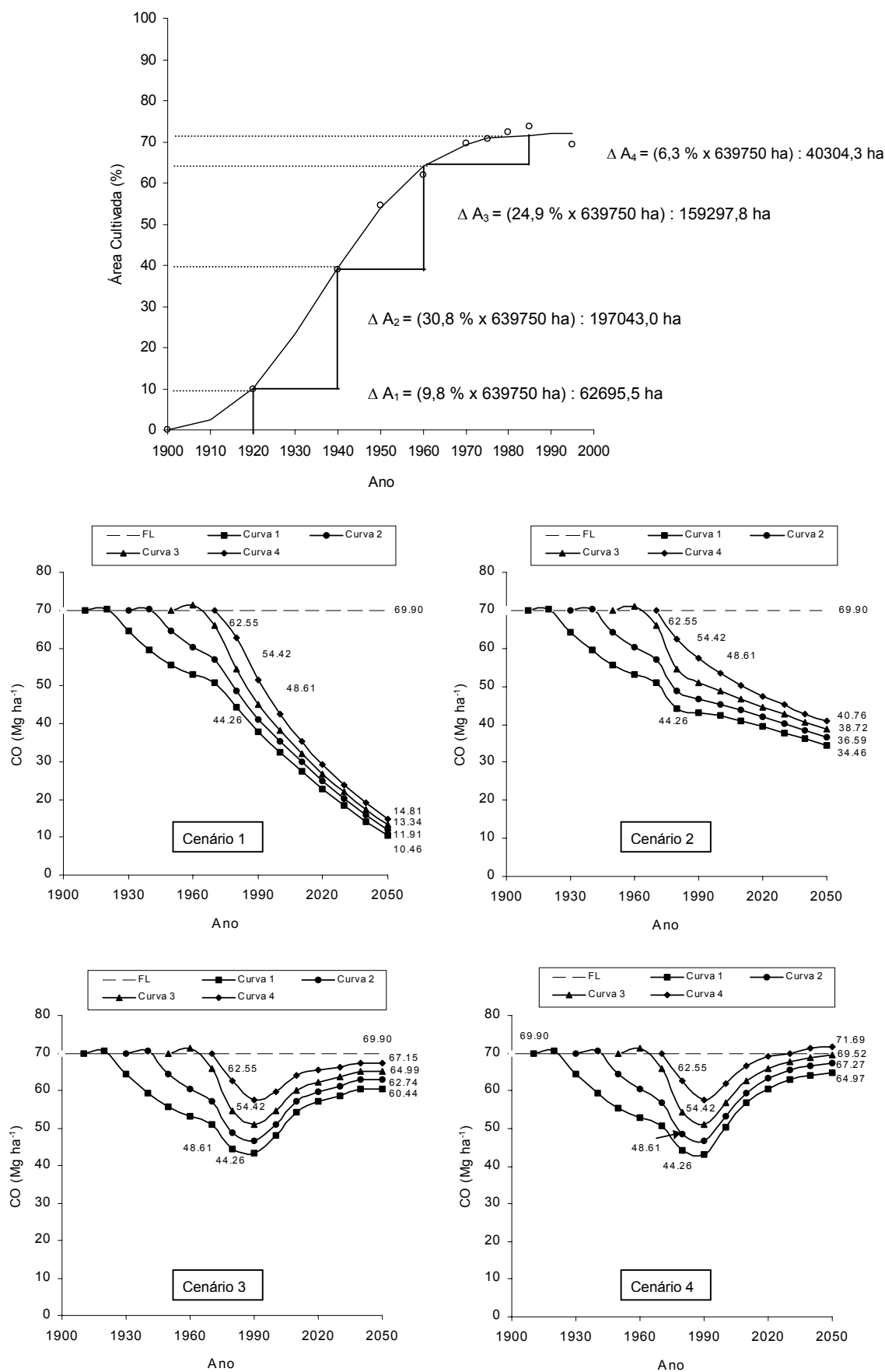


FIGURA 34. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a área de Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de floresta.

TABELA 26. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de floresta.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|---|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-------------------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (floresta) | | | | | | |
| 1900 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -5039,16 | -18493,73 | -3525,56 | -2587,76 | -8564,72 | -21081,49 -46199,67* |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | +2858,33 | +10490,06 | -20676,99 | -15176,91 | -17818,66 | -4686,85 |
| 2 | +2816,98 | +10338,31 | -9179,06 | -6737,43 | -6362,08 | +3600,88 |
| 3 | +11562,49 | +42434,34 | -5894,68 | -4326,70 | +5667,81 | +38107,64 |
| 4 | +13769,72 | +50534,88 | -6020,70 | -4419,19 | +7749,02 | +46115,69 |
| 1900 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -2180,83 | -8003,67 | -24202,55 | -17764,67 | -26383,38 | -25768,34 -50866,52 |
| 2 | -2222,18 | -8155,42 | -12704,62 | -9325,19 | -14926,80 | -17480,61 -42598,79 |
| 3 | +6523,33 | +23940,61 | -9420,24 | -6914,46 | -2896,91 | +17026,15 -8090,03 |
| 4 | +8730,56 | +32041,15 | -9546,26 | -7006,95 | -815,70 | +25034,20 -83,98 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | -41,35 | -151,75 | +11497,93 | +8439,48 | +11456,58 | +8287,73 |
| 3 | +8704,16 | +31944,28 | +14782,31 | +10850,21 | +26486,47 | +42794,49 |
| 4 | +10911,39 | +40044,82 | +14656,29 | +10757,72 | +25567,68 | +50802,54 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

(*) Emissão de CO₂ pelo manejo do solo + queima da floresta.

Emissão de CO₂ pela queima da floresta:

(14,90 Mg ha⁻¹ de CO x 459341,6 ha x 3,67: 25118,18x10³ Mg de CO₂)

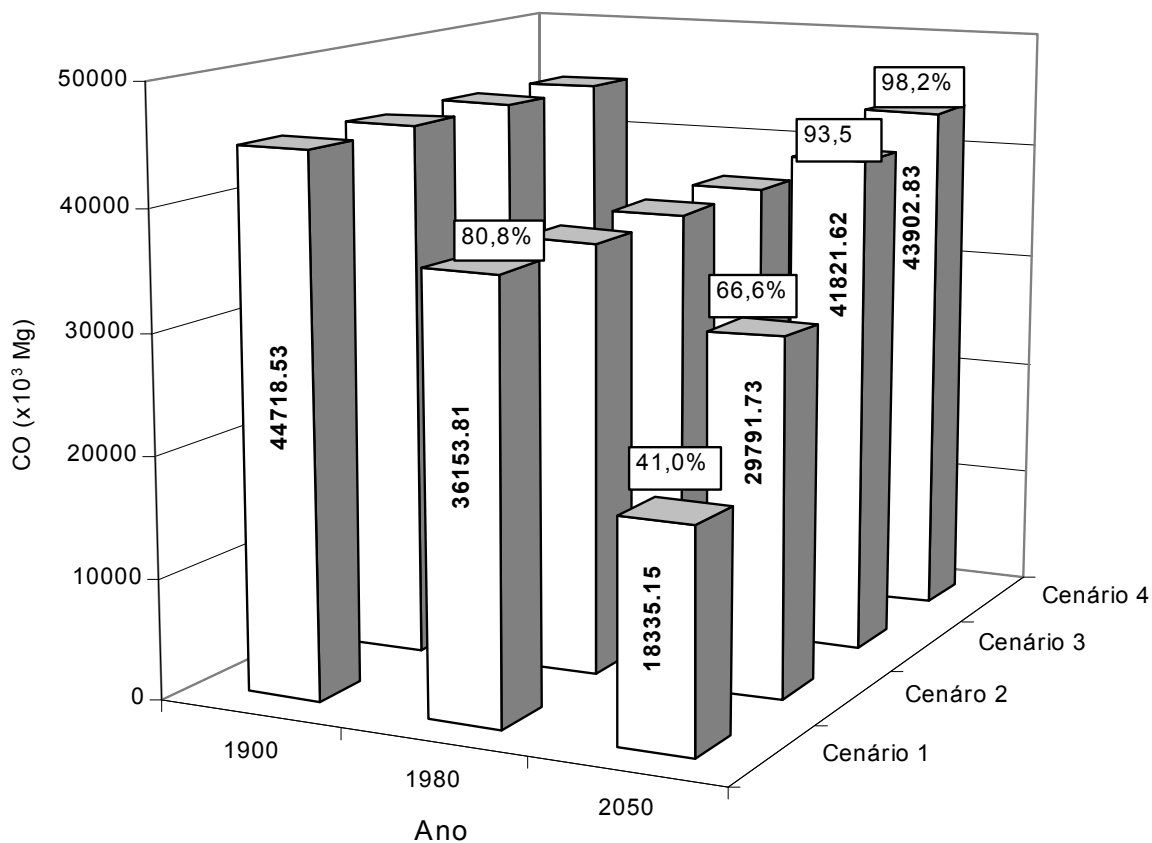


FIGURA 35. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de floresta.

utilizados (Figura 34). Para o cenário de manejo 1 (PC trigo/soja com queima), o modelo estimou o decréscimo no conteúdo de CO para valores muito baixos, com pouca diferença no estoque final entre as curvas. O balanço de CO e CO₂ neste cenário, mostra a existência de um balanço parcial positivo entre adição e perda de CO por mineralização. No entanto, em função da alta taxa de perda de solo por erosão neste período (12,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), a perda de CO por este processo foi maior, resultando num balanço negativo de 17818,66x10³ Mg de CO e emissão de 4686,85x10³ Mg de CO₂ (Tabela 26).

Os demais cenários apresentaram mudanças nos eventos de manejo a partir de 1981, como a redução no grau de revolvimento do solo e maior aporte anual de C, além da redução nas perdas de solo por erosão. No cenário de manejo 2 (PR trigo/soja sem queima), apesar do maior aporte anual de C, o conteúdo de CO continuou decrescendo, porém, em menor intensidade em relação ao cenário anterior. Já para os cenários de manejo 3 e 4, com a utilização de sistemas de cultura com alta adição anual de C e menor grau de revolvimento do solo, houve o aumento no conteúdo de CO do solo, para valores próximos (cenário 3) e até mesmo superiores (cenário 4, curva 4) à condição original (Figura 34).

Pode ser observado na Tabela 26, que o cenário de manejo 2 apresentou balanço parcial positivo entre adição e perda de CO do solo por decomposição. No entanto, mesmo com a redução das perdas de solo por erosão de 12,0 para 4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, a perda de CO por erosão foi maior e o balanço tornou-se negativo. Por outro lado, o seqüestro de CO₂ pelo acúmulo de CO no solo superou a emissão pela erosão, resultando num balanço positivo de 3600,88x10³ Mg de CO₂. Para os cenários de manejo 3 e 4, foram estimados balanços positivos de 5667,81x10³ Mg de CO e 38107,64x10³ Mg de CO₂ (cenário 3) e 7749,02x10³ Mg de CO e 46115,69x10³ Mg de CO₂ (Cenário 4). Estes balanços de CO acarretaram a elevação no estoque de CO do solo de 80,8% para 93,5 e 98,2% da condição original nos cenários 3 e 4, respectivamente, enquanto que no cenário 2, houve o decréscimo para 41,0% (Figura 35).

Considerando o balanço para o período total da simulação (1900 a 2050), observa-se que as maiores perdas de CO e emissão de CO₂ ocorreram no cenário 1, composto pelos piores eventos de manejo. Neste cenário foram

estimadas perdas totais de $26383,38 \times 10^3$ Mg de CO e emissão de CO₂ pelo manejo do solo mais a queima da floresta, de $50886,52 \times 10^3$ Mg. Nos demais cenários de manejo, houve a redução nas perdas de CO e emissão total de CO₂ no sentido do cenário 2 para o cenário 4 (Tabela 26). Neste último cenário de manejo, o seqüestro de CO₂ pelo aumento no conteúdo de CO no solo no período de 1981 a 2050, praticamente eliminou o impacto negativo ocasionado pela queima da floresta e a perda de CO durante o período de expansão da agricultura na área de floresta (1900 a 1980).

Na Tabela 27, é apresentado o balanço de CO e CO₂ para toda a UM, incluindo as áreas de campo e floresta, enquanto que a variação relativa no estoque original de CO é apresentada na Figura 36. No período de 1900 a 1980, foram estimadas perdas líquidas de $12450,29 \times 10^3$ Mg de CO pelos processos de decomposição microbiana do CO do solo e erosão, com a emissão de $30103,52 \times 10^3$ Mg de CO₂. Somando a este último valor a emissão pela queima da floresta, a emissão total aumentou para $55221,70 \times 10^3$ Mg de CO₂.

Para o período de 1981 a 2050, o balanço de CO e CO₂ manteve-se negativo nos cenários de manejo 1 e 2, com perdas respectivas de 33190,99 e $13431,67 \times 10^3$ Mg de CO, equivalentes à reduções no estoque original de CO do solo de 57,4% (cenário 1) e 32,5% (cenário 2) (Figura 36). Nos cenários de manejo 3 e 4, o maior aporte anual de C pelos sistemas de cultura, superou as perdas de CO por decomposição microbiana e erosão, proporcionando acúmulos de 8889,66 e $13580,19 \times 10^3$ Mg de CO e a retirada de 58469,91 e $76368,03 \times 10^3$ Mg de CO₂ da atmosfera, respectivamente. De acordo com a Figura 36, estes cenários apresentaram recuperação parcial do CO perdido no período anterior, elevando o estoque de CO do solo para valores correspondentes a 95,5% e 101,4% do estoque original, respectivamente.

Considerando o período total da simulação, o maior impacto da agricultura sobre as reservas de CO ocorreu no cenário de manejo 1, com perda total de $45641,28 \times 10^3$ Mg de CO e emissão de $77919,07 \times 10^3$ Mg de CO₂ à atmosfera pelo manejo inadequado do solo mais a queima da floresta durante o período de expansão da agricultura (Tabela 27). Por outro lado, com a utilização de métodos de preparo envolvendo o mínimo revolvimento do solo e com o uso de sistemas de cultura com alta adição de C via fitomassa, foi

TABELA 27. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Erechim.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|--|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-------------------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo + floresta) 1900 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -7140,67 | -26206,26 | -5309,62 | -3897,26 | -12450,29 | -30103,52 -55221,70* |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | +567,04 | +2081,02 | -33758,03 | -24778,39 | -33190,99 | -22697,37 |
| 2 | +748,12 | +2745,60 | -14179,79 | -10407,97 | -13431,67 | -7662,37 |
| 3 | +17692,40 | +64931,11 | -8802,73 | -6461,20 | +8889,66 | +58469,91 |
| 4 | +22615,86 | +83000,21 | -9035,67 | -6632,18 | +13580,19 | +76368,03 |
| 1900 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -6573,63 | -24125,24 | -39067,65 | -28675,65 | -45641,28 | -52800,89 -77919,07 |
| 2 | -6392,55 | -23460,66 | -19489,41 | -14305,23 | -25881,96 | -37765,89 -62884,07 |
| 3 | +10551,73 | +38724,85 | -14112,35 | -10358,46 | -3560,63 | +28366,39 +3248,21 |
| 4 | +15475,19 | +56793,95 | -14345,29 | -10529,44 | +1129,90 | +46264,51 +21146,33 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +361,08 | +664,58 | +19578,24 | +14370,42 | +19579,32 | +15035,0 |
| 3 | +17305,36 | +62850,09 | +24955,30 | +18317,19 | +42080,65 | + 81167,3 |
| 4 | +22228,82 | +80919,19 | +24722,36 | +18146,21 | +46771,18 | +99065,4 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

(*) Emissão de CO₂ pelo manejo do solo + queima da floresta.

Emissão de CO₂ pela queima da floresta:

(14,90 Mg ha⁻¹ de CO x 459341,6 ha x 3,67: 25118,18x10³ Mg de CO₂)

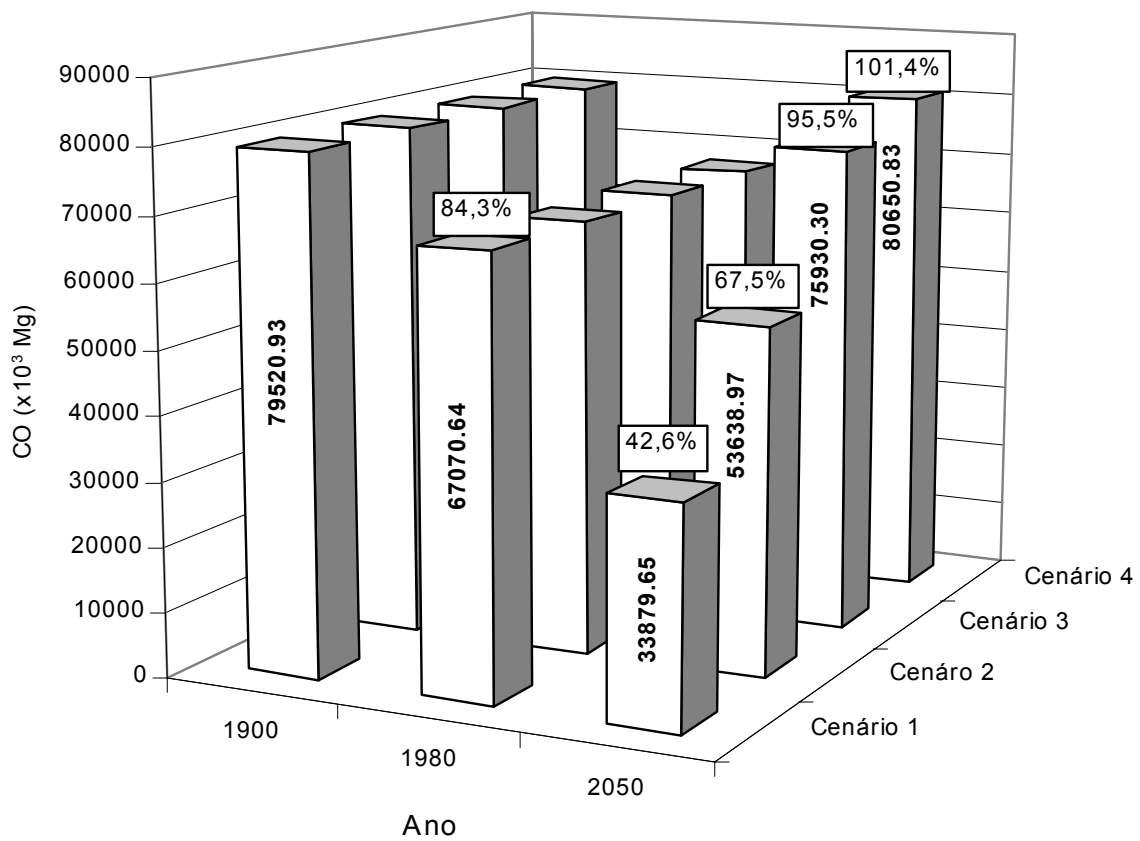


FIGURA 36. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Erechim.

possível a recuperação parcial (cenário 3) e total do CO perdido (cenário 4) nesta UM. Do mesmo modo, foram estimados balanços positivos de CO₂ em ambos os cenários, com seqüestro líquido de 3248,21x10³ Mg (cenário 3) e 21146,33x10³ Mg (cenário 4).

6.4.3.5. Unidade de Mapeamento Vacaria

Os resultados da simulação dos cenários de manejo e a curva da expansão da agricultura para a UM Vacaria são apresentados na Figura 37. Inicialmente, pode ser observado que ao contrário das UM anteriores, a curva da expansão da agricultura não apresentou um padrão definido. Como mencionado no item 6.2, a baixa área cultivada provavelmente ocorreu devido a utilização da pecuária como atividade predominante na região de ocorrência desta UM (Campos de Cima da Serra). Do mesmo modo, a própria metodologia utilizada para a análise da expansão da agricultura não contempla aquelas áreas que foram cultivadas, mas que na época do levantamento dos dados estavam em pousio. Conseqüentemente, a área cultivada no período de 1951 a 1985 provavelmente foi maior do que a obtida pelos dados do levantamento.

Neste sentido, para efetuar o balanço de CO e CO₂, considerou-se uma expansão máxima da área cultivada nesta UM de 10%, distribuída da seguinte forma: 2,5% no período de 1951 a 1960, 2,5% no período de 1961 a 1970 e 5,0% no período de 1971 a 1985. Estes valores, multiplicados pela área da UM, forneceram a variação da área cultivada (ha) nos respectivos períodos:

$$\Delta A_1 (1951 \text{ a } 1960): 2,5\% \times 464600 \text{ ha} = 11615 \text{ ha}$$

$$\Delta A_2 (1961 \text{ a } 1970): 2,5\% \times 464600 \text{ ha} = 11615 \text{ ha}$$

$$\Delta A_3 (1971 \text{ a } 1985): 5,0\% \times 464600 \text{ ha} = 23230 \text{ ha}$$

A partir destes valores de área cultivada e das curvas de simulação para os cenários de manejo, calculou-se o balanço de CO e CO₂ nesta UM. Os resultados são apresentados na Tabela 28. No período de 1951 a 1980, os cenários de manejo foram compostos pelos mesmos eventos de manejo, ou seja, PC trigo/pousio de 1951 a 1970 e PC trigo/soja com queima dos resíduos culturais do trigo de 1971 a 1980. Neste período, os eventos de manejo foram marcados pela baixa adição anual de C via fitomassa, alto grau de

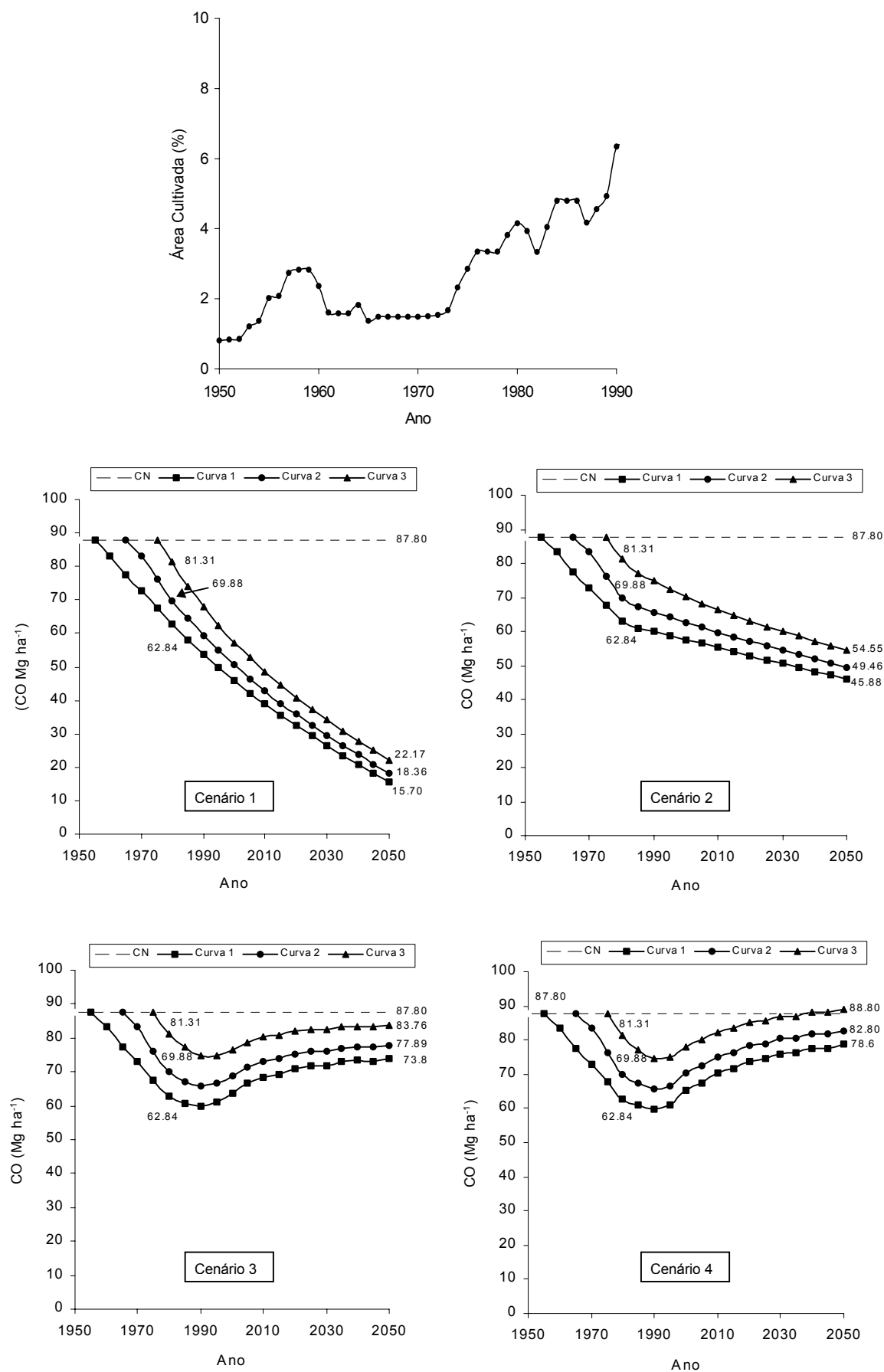


FIGURA 37. Expansão da área cultivada e variação no conteúdo de CO nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Vacaria, sob vegetação original de campo.

revolvimento do solo e por perdas de solo por erosão entre 6,0 a 12,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 37).

Neste sentido, a substituição do campo nativo por uma agricultura baseada em práticas de manejo inadequadas, ocasionou o declínio no conteúdo de CO do solo, com perdas estimadas de 24,96 Mg ha⁻¹ (curva 1), 17,92 Mg ha⁻¹ (curva 2) e 6,49 Mg ha⁻¹ (curva 3) nos primeiros 30 anos de simulação. Estes valores, multiplicados pela respectiva variação na área cultivada, resultaram num balanço negativo de 648,12x10³ Mg de CO e emissão de 1194,24x10³ Mg de CO₂ à atmosfera (Tabela 28). Apesar da grande perda de CO por área, o impacto da agricultura sobre as perdas de CO e emissão de CO₂ foi inferior daquele estimado para as UM anteriores, em função da baixa área cultivada nesta UM. Conseqüentemente, a redução no estoque de CO original também foi baixo, estimado em 1,6% neste período (Figura 38).

No período de 1981 a 2050, as curvas de simulação dos cenários de manejo apresentaram comportamentos diferenciados (Figura 37). No cenário de manejo 1, com a manutenção dos eventos de manejo do período anterior, o conteúdo de CO continuou decrescendo, atingindo valores finais entre 15,7 a 22,17 Mg ha⁻¹. Pode ser observado na Tabela 28 que neste período, houve o aumento na perda de CO para 2519,53x10³ Mg, basicamente em função da alta taxa de perda de solo por erosão, sendo este processo responsável pela maior parte do balanço negativo de CO. Somada à perda do período anterior, este cenário apresentou um balanço negativo de 3167,64x10³ Mg de CO, com a emissão de 3726,97x10³ Mg de CO₂ para a atmosfera. O balanço negativo de CO neste cenário correspondeu à redução do estoque de CO do solo para um valor correspondente a 92,2% do original (Figura 38).

Os cenários de manejo 2 a 4 contemplaram melhorias nos eventos de manejo a partir de 1981, como a eliminação do fogo, menor grau de revolvimento do solo, uso de sistemas de cultura com maior aporte de C e redução nas perdas de solo por erosão. No cenário de manejo 2, o aumento na adição de C via fitomassa de 2,6 para 3,1 Mg ha⁻¹ ainda não foi suficiente para superar as perdas de CO por decomposição microbiana, resultando num balanço parcial negativo, no período de 1981 a 2050, de 161,10x10³ Mg de CO (Tabela 28). Juntamente com a perda de CO por erosão, este cenário

TABELA 28. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a Unidade de Mapeamento Vacaria, sob vegetação original de campo.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|---|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|-----------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo nativo) | | | | | | |
| 1951 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -244,73 | -898,15 | -403,39 | -296,09 | -648,12 | -1194,24 |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -232,76 | -854,25 | -2286,76 | -1678,48 | -2519,53 | -2532,73 |
| 2 | -161,10 | -591,24 | -894,47 | -656,54 | -1055,57 | -1247,78 |
| 3 | +776,00 | +2847,91 | -498,40 | -365,83 | +277,80 | +2482,09 |
| 4 | +1106,04 | +4060,65 | -598,52 | -439,31 | +507,92 | +3621,34 |
| 1951 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -477,49 | -1752,40 | -2690,15 | -1974,57 | -3167,64 | -3726,97 |
| 2 | -405,83 | -1489,39 | -1297,86 | -952,63 | -1703,69 | -2442,02 |
| 3 | +531,27 | +1949,76 | -901,79 | -661,91 | -370,52 | +1287,85 |
| 4 | +861,72 | +3162,50 | -1001,91 | -735,40 | -140,19 | +2427,10 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +71,66 | +263,01 | +1392,29 | +1021,94 | +1463,95 | +1284,95 |
| 3 | +1008,76 | +3702,16 | +1788,36 | +1312,66 | +2797,12 | +5014,82 |
| 4 | +1339,21 | +4914,90 | +1688,24 | +1239,17 | +3027,45 | +6154,07 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

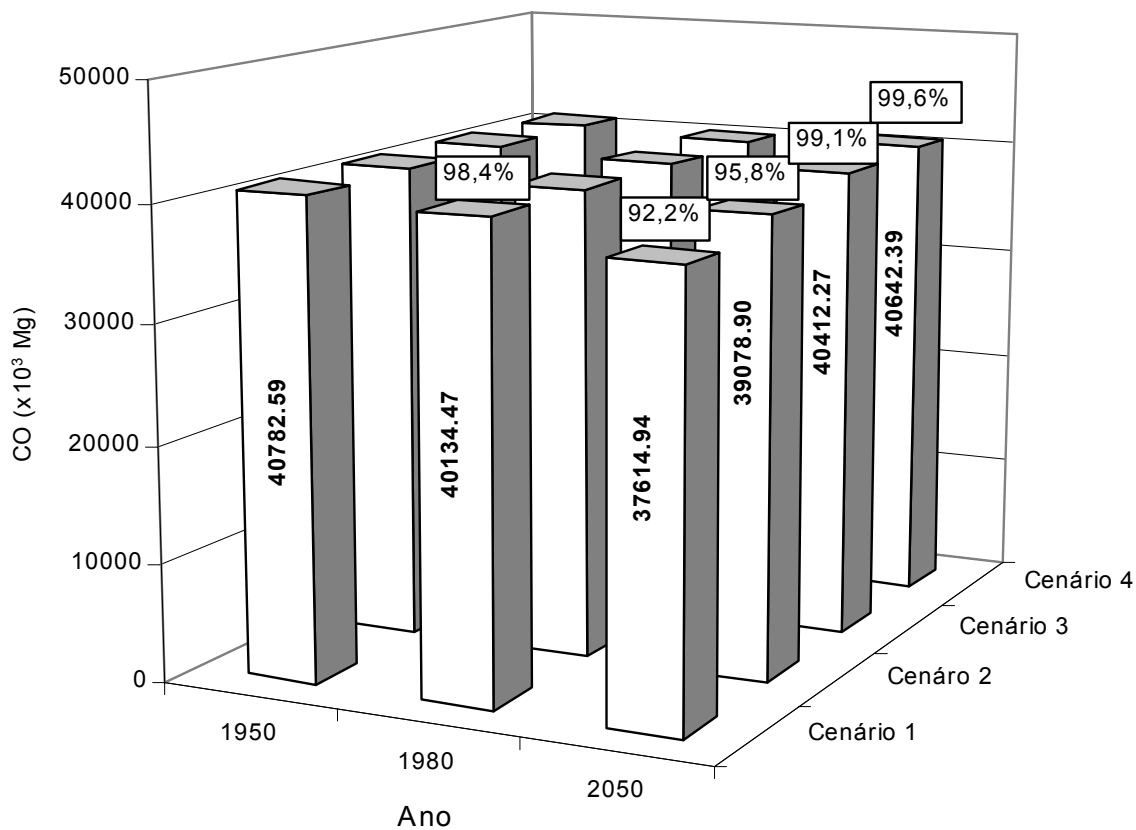


FIGURA 38. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a Unidade de Mapeamento Vacaria, sob vegetação original de campo.

apresentou uma perda de $1055,57 \times 10^3$ Mg de CO com a emissão de $1247,78 \times 10^3$ Mg de CO₂. Considerando o balanço para o período total da simulação (1951 a 2050), foi estimado uma perda de $1703,69 \times 10^3$ Mg de CO e a emissão de $2442,02 \times 10^3$ Mg de CO₂ para a atmosfera. O balanço negativo de CO neste cenário de manejo correspondeu à redução no estoque de CO para 95,8% do valor original (Figura 38).

Nos cenários de manejo 3 e 4, foram utilizados os mesmos eventos de manejo que o cenário 2 até 1990. A partir de 1991, com a inclusão das culturas de aveia e milho, houve o aumento na adição anual de C via fitomassa para 5,3 e 5,8 Mg ha⁻¹, respectivamente. Do mesmo modo, com a substituição do PR pelo PD, foi atribuída uma menor taxa de perda de solo por erosão (1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹). O uso de sistemas de cultura com maior aporte de C, combinado com a redução no grau de revolvimento do solo e das perdas de solo por erosão, refletiu-se no incremento no conteúdo de CO do solo em ambos os cenários de manejo (Figura 37).

Pode ser observado na Tabela 28, que no período de 1981 a 2050, a adição de C via fitomassa superou as perdas de CO do solo por decomposição microbiana, resultando em balanços parciais positivos de 776,0 e $1106,04 \times 10^3$ Mg de CO nos cenários 3 e 4, respectivamente. Mesmo descontando-se as perdas por erosão, foram estimados acúmulos líquidos de $277,80 \times 10^3$ (cenário 3) e $507,92 \times 10^3$ Mg de CO (cenário 4). O acúmulo de CO neste período, proporcionou a elevação no estoque final de CO do solo para valores entre 99,1% e 99,6% da condição original (Figura 38).

Considerando o período total da simulação, foram estimados balanços negativos de $370,52 \times 10^3$ e $140,19 \times 10^3$ Mg de CO nos cenários de manejo 3 e 4, respectivamente, indicando que o acúmulo de CO no período de 1981 a 2050 não foi suficiente para recuperar todas as perdas do período anterior (Tabela 28). Por outro lado, mesmo comparados à condição original, foram estimados seqüestros líquidos de 1287,75 e $2427,10 \times 10^3$ Mg de CO₂ nos cenários 3 e 4, respectivamente.

Outra comparação que pode ser feita diz respeito às diferenças no balanço de CO e CO₂ dos cenários de manejo 2 a 4, em relação ao pior cenário de manejo. Neste caso, são obtidas informações sobre o acúmulo de CO e seqüestro de CO₂ obtidos pela alteração nos eventos de manejo durante

as décadas de 80 e 90. Os dados da Tabela 28, mostram acúmulos de CO no solo variando de 1463,95 a 3027,45x10³ Mg de CO e seqüestros de 1284,95 a 6151,07x10³ Mg de CO₂, sendo que os maiores valores correspondem ao cenário 4 e os menores ao cenário 2.

6.4.3.6. Todas as Unidades de Mapeamento

O balanço final de CO e CO₂ para a área total de estudo é apresentado na Tabela 29. Durante o período de expansão da agricultura nas áreas de floresta e campo (1901 a 1980), foi estimada uma perda, pelos processos de decomposição microbiana líquida e erosão, de 44299,99x10³ Mg de CO, com a emissão de 110998,03x10³ Mg de CO₂ para a atmosfera. Com a inclusão da perda de CO₂ devido a queima da floresta, o balanço negativo elevou-se para 163080,03x10³ Mg de CO₂. Este resultado mostra que a queima da floresta também apresentou um impacto significativo no ambiente, contribuindo com, aproximadamente, 32% das emissões totais deste gás para a atmosfera.

A perda de CO nos cenários de manejo neste período correspondeu ao decréscimo no estoque de CO do solo de 296473,76x10³ Mg, na condição inicial, para 252173,77x10³ Mg, equivalente à perda de 14,9% do estoque original de CO do solo (Figura 39).

Para o período de 1981 a 2050, o balanço de CO e CO₂ diferiu entre os cenários de manejo. No cenário de manejo 1, em função do baixo aporte anual de C via fitomassa, do preparo convencional do solo e da alta taxa de perda de solo por erosão e oxidação microbiana, o modelo estimou uma perda de 115217,01x10³ Mg de CO, com a emissão de 136481,44x10³ Mg de CO₂ para a atmosfera (Tabela 29). O cenário de manejo 2 também apresentou balanços negativos de CO e CO₂, porém inferiores ao cenário anterior, devido a alteração nos eventos de manejo, especialmente com relação ao maior aporte de C e redução no grau de revolvimento do solo. Já para os cenários de manejo 3 e 4, com a utilização de sistemas de cultura com alta adição de C e mínimo revolvimento do solo, o modelo estimou balanços positivos entre adições e perda de CO do solo por decomposição microbiana líquida e erosão de 22533,01x10³ Mg de CO e seqüestro de 153806,97x10³ Mg de CO₂ para o cenário 3 e de 38610,32x10³ Mg de CO e 215253,98x10³ Mg de CO₂ no cenário 4. Pode ser observado na Figura 39, que o balanço positivo de CO

TABELA 29. Balanço de CO (perda (-) ou ganho (+) e CO₂ (emissão (-) ou seqüestro (+)) para a área total de estudo.

| Cenário de Manejo | Decomposição microbiana líquida ¹⁾ | | Perdas por erosão | | Variação total | |
|--|---|-----------------|-------------------|-----------------|----------------|---------------------------|
| | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ | CO | CO ₂ |
| x 10 ³ Mg | | | | | | |
| Relativo à condição original (campo + floresta) | | | | | | |
| 1900 a 1980 | | | | | | |
| 1 a 4 | -26733,37 | -98111,47 | -17566,62 | -12886,56 | -44299,99 | -110998,03 -163080,66* |
| 1981 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -13181,25 | -48375,19 | -102035,76 | -88106,25 | -115217,01 | -136481,44 |
| 2 | -8097,14 | -29716,50 | -41008,95 | -30100,57 | -49106,09 | -59817,07 |
| 3 | +46753,32 | +171584,68 | -24220,31 | -17777,71 | +22533,01 | +153806,97 |
| 4 | +63662,81 | +233642,51 | -25052,49 | -18388,53 | +38610,32 | +215253,98 |
| 1900 a 2050 | | | | | | |
| 1 | -39914,12 | -146486,66 | -119602,38 | -100992,81 | -159517,00 | -247479,47 -299562,10 |
| 2 | -34830,51 | -127827,97 | -58575,57 | -42987,13 | -93406,08 | -170815,10 -222897,73 |
| 3 | +20019,95 | +73473,21 | -41786,93 | -30664,27 | -21766,98 | +42808,94 -9273,69 |
| 4 | +36929,44 | +135531,04 | -42619,11 | -21275,09 | -5689,67 | +104255,95 +52173,32 |
| Relativo ao cenário de manejo 1²⁾ | | | | | | |
| 2 | +5084,11 | +18657,69 | +61026,81 | +58005,68 | +66110,92 | +76664,37 |
| 3 | +59934,57 | +219959,87 | +77815,45 | +70328,54 | +137750,02 | +290288,41 |
| 4 | +76844,06 | +282017,70 | +76983,27 | +69717,72 | +153827,33 | +351735,42 |

¹⁾ Balanço líquido entre adições de C via fitomassa e perdas de CO como CO₂ pela decomposição microbiana.

²⁾ Diferença entre os processos de decomposição microbiana líquida e erosão em relação ao cenário de manejo 1.

(*) Emissão de CO₂ pelo manejo do solo + queima da floresta.

Emissão total de CO₂ pela queima da floresta: 52082,63x10³ Mg de CO₂

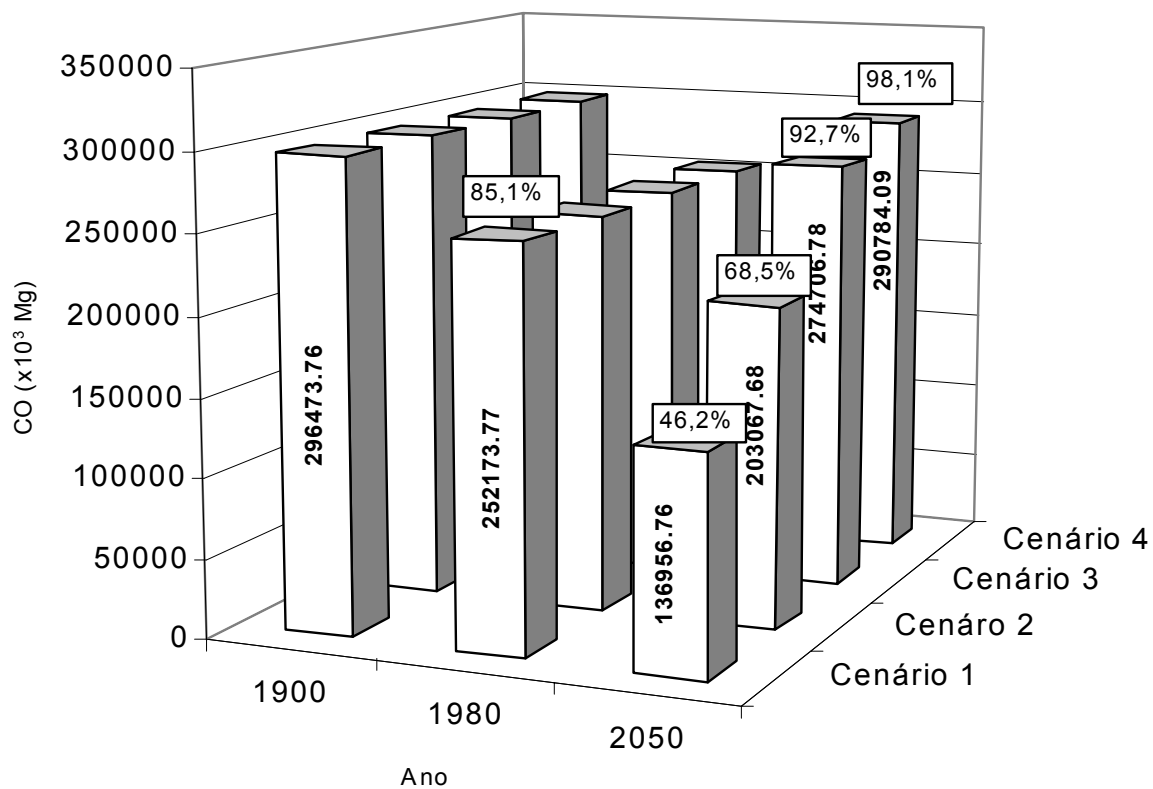


FIGURA 39. Variação no estoque original de CO do solo nos cenários de manejo para a área total de estudo.

neste período, correspondeu à elevação no estoque de CO do solo para 92,7% e 98,1% da condição original nos cenários 3 e 4, respectivamente.

Com relação ao período total da simulação, as maiores perdas estimadas de CO e emissão de CO₂ ocorreram no cenário de manejo 1. Este cenário, caracterizado pela baixa adição anual de C e maior grau de revolvimento do solo durante toda a simulação, apresentou balanço negativo de 159517,00x10³ Mg de CO e emissão total de CO₂, incluindo o decréscimo no conteúdo de CO do solo mais a queima da floresta, de 299562,10x10³ Mg (Tabela 29). O balanço negativo de CO neste cenário, resultou na redução do estoque de CO para 46,2% da condição original, equivalente a uma perda total de 53,8% de todo o estoque de CO na região de estudo.

Os demais cenários de manejo apresentaram diferentes comportamentos. Para o cenário de manejo 2, foram estimadas perdas totais de 93406,08x10³ Mg de CO, com a emissão de 222897,73x10³ Mg de CO₂, somadas as emissões de CO₂ pela queima da floresta e as emissões de CO₂ pelo solo. Neste cenário, o balanço negativo de CO correspondeu à perda de 31,5% no estoque original de CO (Figura 39). Os cenários de manejo 3 e 4, quando comparados à condição original, apresentaram balanços parciais positivos entre adição de C via fitomassa e perda de CO do solo por decomposição de 20019,95 e 36929,44x10³ Mg de CO, respectivamente. No entanto, em função da alta perda de CO por erosão, especialmente no primeiro período, o balanço final tornou-se negativo em 21766,98 e 5689,67x10³ Mg de CO nestes cenários. Por outro lado, assumindo-se a mineralização de apenas 20% do CO perdido por erosão, pode ser observado que o acúmulo de CO nos cenários 3 e 4, no período de 1981 a 2050, propiciou seqüestros de CO₂ superiores aos valores emitidos pela erosão, resultando em retiradas líquidas de 42808,94x10³ Mg de CO₂ (cenário 3) e de 104255,95x10³ Mg de CO₂ (cenário 4). Mesmo descontando a emissão de CO₂ pela queima da floresta, o cenário de manejo 4 ainda apresentou seqüestro líquido de 52173,32x10³ Mg de CO₂.

Neste sentido, os resultados do balanço de CO e CO₂ para a área total de estudo mostram que foi possível recuperar praticamente todo o CO perdido quando da utilização de sistemas de cultura com alta capacidade de adição de

C e associada ao plantio direto. Além da melhoria na qualidade do solo, o cenário de manejo 4 também proporcionou a melhoria na qualidade ambiental.

7. CONCLUSÕES

1 - Durante o período de expansão da agricultura nos solos pertencentes às regiões com vegetação original de campo (1951 a 1980) e floresta (1901 a 1980), a decomposição microbiana líquida foi o principal processo responsável pelas perdas de carbono orgânico (CO), enquanto que no período de 1981 a 2050, a erosão foi o processo predominante.

2 - O maior impacto da agricultura sobre o estoque original de CO nas UM, ocorreu no cenário de manejo 1, caracterizado pela baixa adição de C por culturas e alto grau de revolvimento do solo. A perda estimada de CO neste cenário variou de 3167,64 a $68893,94 \times 10^3$ Mg, com a emissão líquida de 3726,97 a $122613,20 \times 10^3$ Mg de CO₂ na atmosfera.

3 - Para os solos das regiões com vegetação original de campo, o modelo estimou reduções no estoque original de CO, no período de 1951 a 1980, de 31 a 45%, sendo que as menores perdas ocorreram nos solos com maior teor de argila (LATOSSOLO VERMELHO Distróférrico típico - LVdf, da Unidade de Mapeamento (UM) Santo Ângelo e LATOSSOLO BRUNO Alumínico câmbico - LBa, da UM Vacaria). Para os solos das regiões com vegetação original de floresta, a redução no período de 1901 a 1980, foi de 32,7% no solo da UM Erechim e de 44% no solo da UM Santo Ângelo.

4 - Para a área das UM sob vegetação original de floresta (UM Santo Ângelo e Erechim) a queima da floresta durante o período de expansão da agricultura colonial superou a emissão de CO₂ do solo, pelos processos de decomposição microbiana e erosão, em aproximadamente 20%.

5 - Cenários de manejo incluindo sistemas de cultura com alta adição de carbono via fitomassa, associado a métodos de preparo com menor grau de revolvimento do solo, a partir de 1981 (cenários de manejo 3 e 4), resultaram

em recuperação parcial do CO perdido em todos os solos, atingindo valores finais estimados próximos à condição original de campo ou floresta.

6 - Os maiores incrementos estimados de CO ocorreram nos 20 primeiros anos após a melhoria dos eventos de manejo (1981 a 2000). Em relação ao pior cenário de manejo (cenário 1) foram estimadas taxas de acúmulo de CO nos solos de 0,44 a 0,88 Mg ha⁻¹ano⁻¹ no cenário de manejo 3 (PR trigo/soja de 1981 a 1990 e PD trigo/soja, aveia/soja, aveia/milho de 1991 a 2000) e de 0,51 a 0,95 Mg ha⁻¹ano⁻¹ no cenário de manejo 4 (PR trigo/soja de 1981 a 1990 e PD trigo/soja, aveia/milho de 1991 a 2000).

7 - Considerando a área total de estudo, a perda estimada de CO no cenário de manejo 1, durante o período total da simulação (1900 a 2050), correspondeu à redução de 53,8% no estoque original de CO. Por outro lado, com o uso de sistemas de cultura com maior aporte de C via fitomassa, associado ao plantio direto (cenário de manejo 4), o modelo estimou o aumento no estoque de CO para 98,1% da condição original. Neste cenário, houve um seqüestro líquido de 52173,32x10³ Mg de CO₂ da atmosfera.

8 - O modelo CENTURY mostrou-se uma ferramenta adequada para inventários do estoque de CO em solos e permitiu maior detalhamento da dinâmica da matéria orgânica em sistemas agrícolas, com a obtenção de resultados coerentes.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDISCOT, T.M. Entropy and sustainability. **European Journal of Soil Science**, Dordrecht, v.46, n.2, p.161-168, 1995.

AMADO, T.J.C.; REINERT, D.J. Qualidade ambiental e plantio direto na 10ª ISCO. **Revista do Plantio Direto**, Passo Fundo, n.52, p.34-35, 1999.

AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.F.; BRUM, A.C.R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v.25, n.1, p. 189-197, 2001.

AUSTIN, R.B. Plant breeding opportunities. In: BOOT, K.J.; BENNETT, J.M.; SINCLAIR, T.R. (Eds.) **Physiology and determination of crop yield**. Madison: [s.n.], 1994. p. 567-587.

BALDOCK, J.A.; SKEJEMSTAD, J.O. Role of the matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry**, Pergamon, v.31, P. 697-710, 2000.

BATJES, N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, Edinburgh, v.47, n.2, p. 151.163, 1996.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo do solo**. 1996. 240 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de Pesquisa Pedológica. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Rio Grande do Sul**. Recife, 1973, 431p. (Boletim técnico, 30).

BRUCE, J.P.; FROME, M; HAITES, E.; JANZEN, H.; LAL, R. Carbon sequestration in soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.54, n.1, p.382-389, 1999.

BRUM, A.J. **Modernização da agricultura no Planalto gaúcho**. Ijuí: FIDENE, 1983. 204p.

BUOL, S.W.; SANCHES, P.A.; WEED, S.B. Predicted impact of climatic warming on soil properties and use. In: KIMBALL, B.A.; ROSENBERG, N.J.; ALLEN, L.H. (Eds.) **Impact of dioxide, trace gases, and climate change on global agriculture**. Madison : ASA, 1990. P.71-82. (ASA special publication, 53).

BURKE, I.C.; YONKER, C.M.; PARTON, W.J.; COLE, C.V.; FLACH, K.; SCHIMEL, D.S. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.53, p. 800-805, 1989.

CASSOL, E.A.; ELTZ, F.L.F.; GUERRA, M.; VIAU, L.V.M. **Perdas de solo por erosão sob chuva natural no solo " Santo Ângelo" (Latosolo - Roxo Distrófico), em diferentes sistemas de manejo do solo** : resultados anuais de pesquisa. Porto Alegre : Secretaria da Agricultura, RS : INPR, [199-?]. Relatório. (Mimeogr.)

CASSOL, E.A. **Erosão do Solo**: Influência do uso agrícola, do manejo e preparo do solo. Porto Alegre : Secretaria da Agricultura : INPNR, 1984. 40p. (Publicação, 15).

CERRI, C.C.; CARVALHO, M.C.S.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B. Emissão de CO₂ pelos solos devido às mudanças do uso da terra e manejo. In: CONVENÇÃO sobre mudança do clima. Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília, 2002, 32p. Disponível em <[http:// www.mct.gov.br/clima](http://www.mct.gov.br/clima)>. Acesso em 20 mai. 2002.

CINTRA, L.F.D. **Características do impedimento mecânico em Latossolos do Rio Grande do Sul**. 1980. 89f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1980.

CORNEJO, J.; HERMOSÍN, M.C. Interaction of humic substances and soil clays. In: PICCOLO, A. (Ed.) **Humic Substances in Terrestrial Ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, 1996. p.595-624.

DALAL, R.C.; MAYER, R.J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. I. Overall changes in soil properties and trends in winter cereal yields. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.24, n.2, p.265-279, 1986a.

DALAL, R.C.; MAYER, R.J. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. IV. Loss of organic carbon from different density fractions. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.24, n.2, p.301-309, 1986b.

DONIGIAN Jr, A.S.; PATWARDHAN, A.S.; JACKSON, R.B.; BARNWELL, Jr., T.O.; WEINRICH, K.B.; ROWELL, A.L. Modeling the impacts of agricultural management practices on soil carbon in the central U.S. In: LAL, R.; KIMBLE,

J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.). **Soil management and greenhouse effect**. Boca Raton: CRC, 1995. p.121-135. *Advances in Soil Science*
DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.M. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu : University of Hawaii: NifTAL, 1989. P.33-67.

EDWARDS, A.P.; BREMMER, J.M. Microaggregates in soil. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.18, n.1, p.64-73, 1967.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília : Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro, 1999. 412p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

ESWARAN, H.; VAN DEN BERG, E.; REICH, P. Organic carbon in soils of the world. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.57, n.1, p.192-194, 1993.

FELDENS, L.P. Imigrantes, ecologia e degradação dos solos do Baixo Taquari. **Trigo e soja**, Porto Alegre, n.67, p.3-19, 1983.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. In: ELLIOT, E.T.; KIMBLE, J.; SWIFT, M.J. (Eds.) *Management of carbon in tropical soils under global change: Science Practice and Policy*. **Geoderma**, Amsterdam, Special Issue, v.79, p.69-116, 1997.

FERNANDES, F.F. **Uso do modelo CENTURY no estudo da dinâmica do carbono orgânico em solos do Rio Grande do Sul**. 2002. 158 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

FORSYTHE, W. **Física de suelos**: Manual de laboratório. San José: IICA, 1975. 212p.

GREENLAND, D.J.; WILD, A.; ADAMS, D. Organic matter dynamics in soils of the tropics-from myth to complex reality. In: LAL, R. (Ed.) **Myths and science of soils of the tropics**. Madison: ASA/SSSA, 1992. P.17-33.

GU, B.; SHIMITT, J.; CHEN, Z.; ILANG, L.; McCARTHY, J.F. Adsorption and desorption of natural organic matter on iron oxide: mechanisms and models. **Environmental Science and Technology**, Dordrecht, v.28, n.1, p. 38-46, 1994.

HAYNES, R.J.; BEARE, M.H. Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid soils. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Eds.) **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC, 1996. p.310-359. *Advances in soil Science*

HOUGHTON, J. **Global warning**: The complete briefing. New York : Alion Book, 1994. 192p.

ILWIS 2.1 for Windows: user's manual of the integrated land and water information system. Enschede, the Netherlands : International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, 1997. 511p.

JOHNSON, M.G. The role of soil management in sequestering soil carbon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Boca Raton: CRC, 1995. p.351-363. *Advances in Soil Science*

KERN, J.S.; JOHNSON, M.G. Conservation tillage impacts on natural soil and atmospheric carbon levels. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.57, n.1, p. 200-210, 1993.

LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.43, p.81-107, 1997.

LAL, R.; LOGAN, T.J. Agricultural activities and greenhouse gas emission from soils of the tropics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Boca Raton: CRC, 1995, p.293-307. *Advances in Soil Science*.

LAL, R.; FOLLETT, R.F.; KIMBLE, J.; COLE, C.V. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.54, n.1, p. 374-381, 1999.

LEAL, M.A.A. **Proposta de modelo de simulação no estudo da dinâmica da matéria orgânica do solo**. Seropédica, RJ : UFRRJ, 1996. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1996.

LOVATO, T. **Dinâmica do carbono e nitrogênio do solo afetada por preparos do solo, sistemas de cultura e adubo nitrogenado**. 2001. 130 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

MACHADO, J.A.; BRUM, A.C.R. Efeito de sistemas de cultivo em algumas propriedades físicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 2, p. 81-84, 1978.

McKEAGE, J.A.; DAY, J.H. Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.46, p. 13-22, 1966.

MEHRA, O.P.; JACKSON, M.L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays Clay Minerals**, Washington, v.7, p.317-327, 1960.

METHERELL, A.K.; HARDING, L.A.; COLE, C.V.; PARTON, W.J. **CENTURY Soil Organic Matter Model**: agroecosystem version 4.0. Fort Collins, Colorado : [s.n.], 1993. (Technical Report, 4).

MIELNICZUK, J.; WÜNSCHE, W.A.; FERREIRA, T.N. Conservação do solo. **Trigo e soja**, Porto Alegre, n.66, p.17-21, 1983.

MIELNICZUK, J.; SCHNEIDER, P. Aspectos sócio-econômicos do manejo de solos no Sul do Brasil. In: SIMPÓSIO DE MANEJO DO SOLO E PLANTIO DIRETO NO SUL DO BRASIL, ; SIMPÓSIO DE CONSERVAÇÃO DO SOLO NO PLANALTO, 3., 1983, Passo Fundo. **Anais ...** Passo Fundo: SBCS, 1983. p. 3-27.

MIELNICZUK, J. Manejo do Solo no Rio Grande do Sul: uma síntese histórica. **Revista da Agronomia**, Porto Alegre, v.12, p.11-22, 1999a.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999b. p.1-8.

MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre : Secretaria da Agricultura, Seção de Geografia, 1961. 38p.

PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.51, n.5, p.1173-1179, 1987.

PARTON, W.J.; RASMUSSEN, P.E. Long-term effects of crop management in wheat-fallow: II. CENTURY model simulations. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.58, n.2, p.530-536, 1994.

PARFITT, R.L. ; FRASER, A.R.; FRAMER, C.V. Adsorption on hydrous oxides. III. Fulvics and humic acid on goethite, gibbsite and imogolite. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.28, n.2, p. 289-296. 1977.

PARFITT, R.L.; THENG, B.K.G.; WHITTON, J.S.; SHEPHERD, T.G. Effect of clay minerals and land use on organic matter pools. **Geoderma**, Amsterdam, v.75, n.1, p.1-12, 1997.

PATTERSON, D.; FLINT, E.P. Implications of increasing carbon dioxide and climate change for plant communities and competition in natural and managed ecosystems. In: KIMBALL, B.A.; ROSENBERG, N.J.; ALLEN, L.H. (Eds.) **Impact of dioxide, trace gases and climate change on global agriculture**. Madison: ASA, 1990. p.83-110. (ASA special publication, 53).

PATWARDHAN, A.S.; DONIGIAN Jr., CHINNASWAMY, R.V.; BARNWELL, T.O. A retrospective modeling assessment of historical changes in soil carbon and impacts of agricultural development in Central U.S.A., 1900 to 1990. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A. (Eds.) **Carbon processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC, 1997. p. 485-498.

PAUSTIAN, K.; PARTON, W.J.; PERSSON, J. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.56, n.2, p.476-488, 1992.

PENNOCK, D.J.; ANDERSON, D.W.; De JONG, E. Landscape-scale changes in indicators of soil quality due to cultivation in Saskatchewan, Canada. **Geoderma**, Amsterdam, v.64, n.1, P. 1-19, 1994.

PENNOCK, D.J.; FRICK, A.H. The role of fields studies in landscape-scale application of process models: an example of soil redistribution and soil organica carbon modeling using CENTYRU. **Soil & Tillage Reserach**, Amsterdam, v.58, p. 183-191, 2001.

PILLON, C.N. Incremento da matéria orgânica particulada e associada a minerais por sistemas de manejo em solo Podzólico Vermelho-Escuro. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999, Santa Maria. **Anais ...** Santa Maria: NRS-SBCS, 1999. p.203-206.

PÖTTKER, D. **Efeito do tipo de solo, tempo de cultivo e da calagem sobre a mineralização da matéria orgânica em solos do Rio Grande do Sul.** 1977. 128f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto alegre, 1977.

RIBEIRO, G.M.; BAYER, C. Incremento nos conteúdos de C e N nas frações lábil e estável da matéria orgânica em um solo argiloso submetido ao sistema plantio direto. In: REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2., 1998, Santa Maria. **Resumos expandidos ...**, Santa Maria: NRS-SBCS, 1998. p.69-72.

SANCHEZ, P.A. **Properties and management of soils in the tropics.** New York: J. Wiley, 1976. 618p.

SHILLING, P.R. **Crise econômica no Rio Grande do Sul.** Porto Alegre : Difusão de Cultura Técnica, 1961. 175p.

SILVEIRA, A.M.; VICTORIA, R.V.; BALLESTER, M.V.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; PICOLLO, MC. Simulação dos efeitos das mudanças do uso da terra na dinâmica de carbono no solo na bacia do rio Piracicaba. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.2, p.389-399, 2000.

SMITH, W.N.; ROCHETTE, P.; MONREAL, C.; DESJARDINS, R.L.; PATTEY, E.; JAQUES, A. The rate of carbon change in agricultural soils in Canada at the landscape level. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.77, n.2, p.219-229, 1997.

SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils.** New York : Oxford University Press, 1989. 277p.

TAYLOR, K.E.; McCracken, M.C. Projected effects on increasing concentrations of carbon dioxide and trace gases on climate. In: In: KIMBALL,

B.A.; ROSENBERG, N.J.; ALLEN, L.H. (Eds.) **Impact of dioxide, trace gases, and climate change on global agriculture**. Madison: ASA, 1990. P.1-17. (ASA special publication, 53).

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia da UFRGS, 1995. 188p. (Boletim Técnico de Solos, 5).

THENG, B.K.G.; TATE, K.R.; SOLLINS, P. Constituents of Organic Matter in Temperate and Tropical Soil. In: : COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu : University of Hawaii, 1989. p.5-32.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.33, n.2, p.141-163, 1982.

WOODRUFF, C.M. Estimating the nitrogen delivery of soil from the organic matter determination as reflected by sanborn field. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.14, n.1, p. 208-212, 1949.

WÜNSCHE, W.A.; DENARDIN, J.E. **Conservação e manejo dos solos. I. Planalto Rio Grandense. Considerações gerais**. Passo Fundo : EMBRAPA, 20p. 1980. (Circular Técnica, 2).

WÜNSCHE, W.A.; DENARDIN, J.E.; MIELNICZUK, J.; SCOPEL, I.; SCHNEIDER, P.; CASSOL, E. A. Projeto integrado de uso e conservação do solo - Um esforço conjunto para a conservação do solo no Rio Grande do Sul. **Trigo e soja**, Porto Alegre, n.25, p.20-25, 1980. Trabalho apresentado no III Encontro Nacional de Pesquisa em Conservação do Solo, Recife, 1980.

9. APÊNDICES

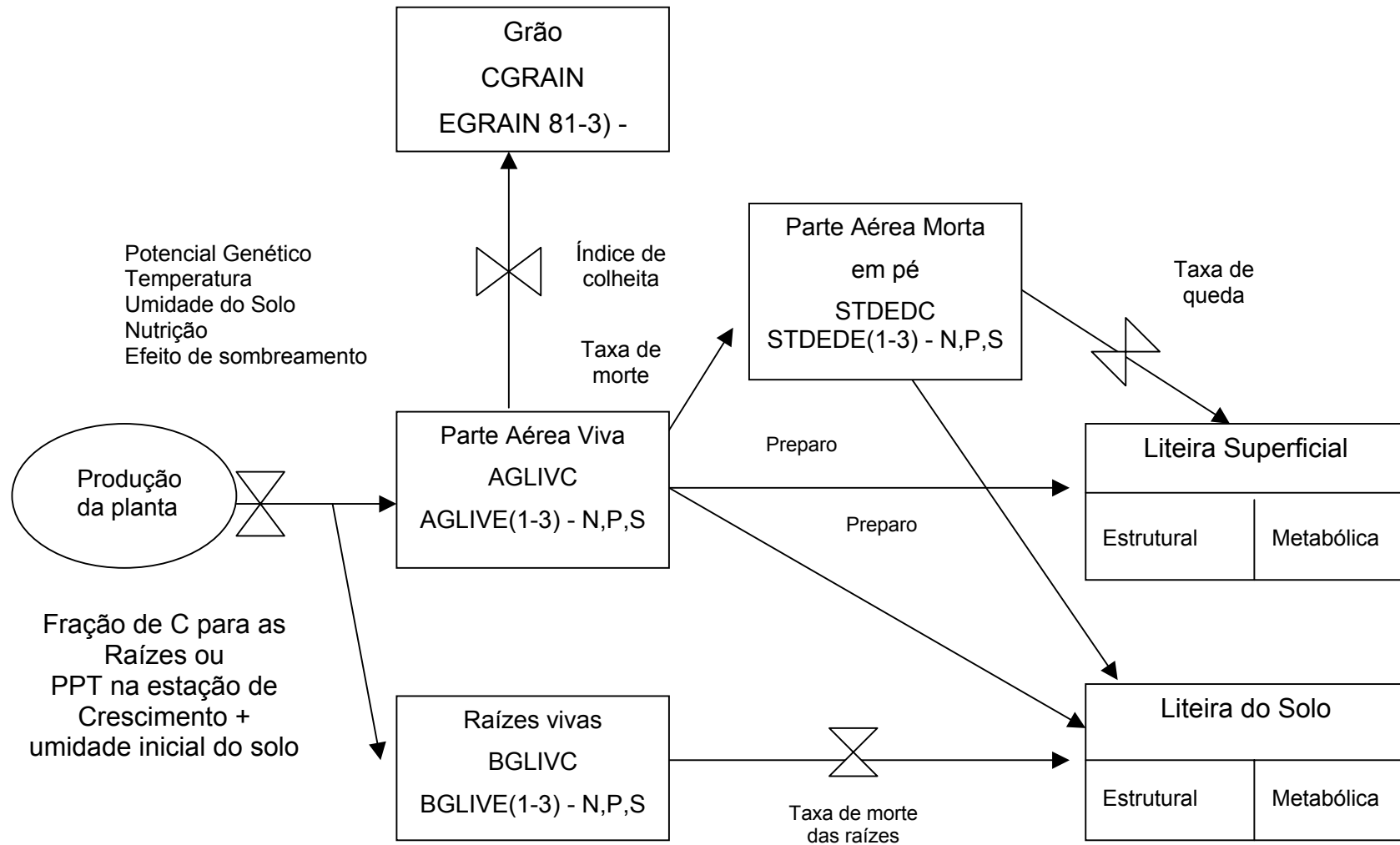
Apêndice 1. Teores de carbono orgânico, densidade do solo e estoque original de carbono orgânico (CO) nas camadas de 0 a 10 e 10 a 20 cm dos solos das Unidade de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo e floresta, utilizados no estudo.

| Unidade de Mapeamento | Vegetação original | Profundidade | Teor de CO | Densidade do solo | Estoque de CO |
|-----------------------|--------------------|--------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| | | | g kg ⁻¹ | g cm ⁻³ | Mg ha ⁻¹ |
| Cruz Alta | Campo | 0-10 | 13,3 | 1,54 | 20,48 |
| | | 10-20 | 12,1 | 1,37 | 14,93 |
| Passo Fundo | Campo | 0-10 | 18,8 | 1,38 | 25,94 |
| | | 10-20 | 15,9 | 1,38 | 21,94 |
| Santo Ângelo | Campo | 0-10 | 23,7 | 1,26 | 29,86 |
| | | 10-20 | 19,1 | 1,29 | 24,64 |
| Vacaria | Campo | 0-10 | 45,8 | 1,04 | 47,63 |
| | | 10-20 | 33,9 | 1,18 | 40,00 |
| Erechim | Floresta | 0-10 | 41,7 | 0,93 | 38,78 |
| | | 10-20 | 30,0 | 1,05 | 31,50 |
| Santo Ângelo | Floresta | 0-10 | 40,8 | 0,87 | 35,50 |
| | | 10-20 | 28,9 | 1,02 | 29,48 |

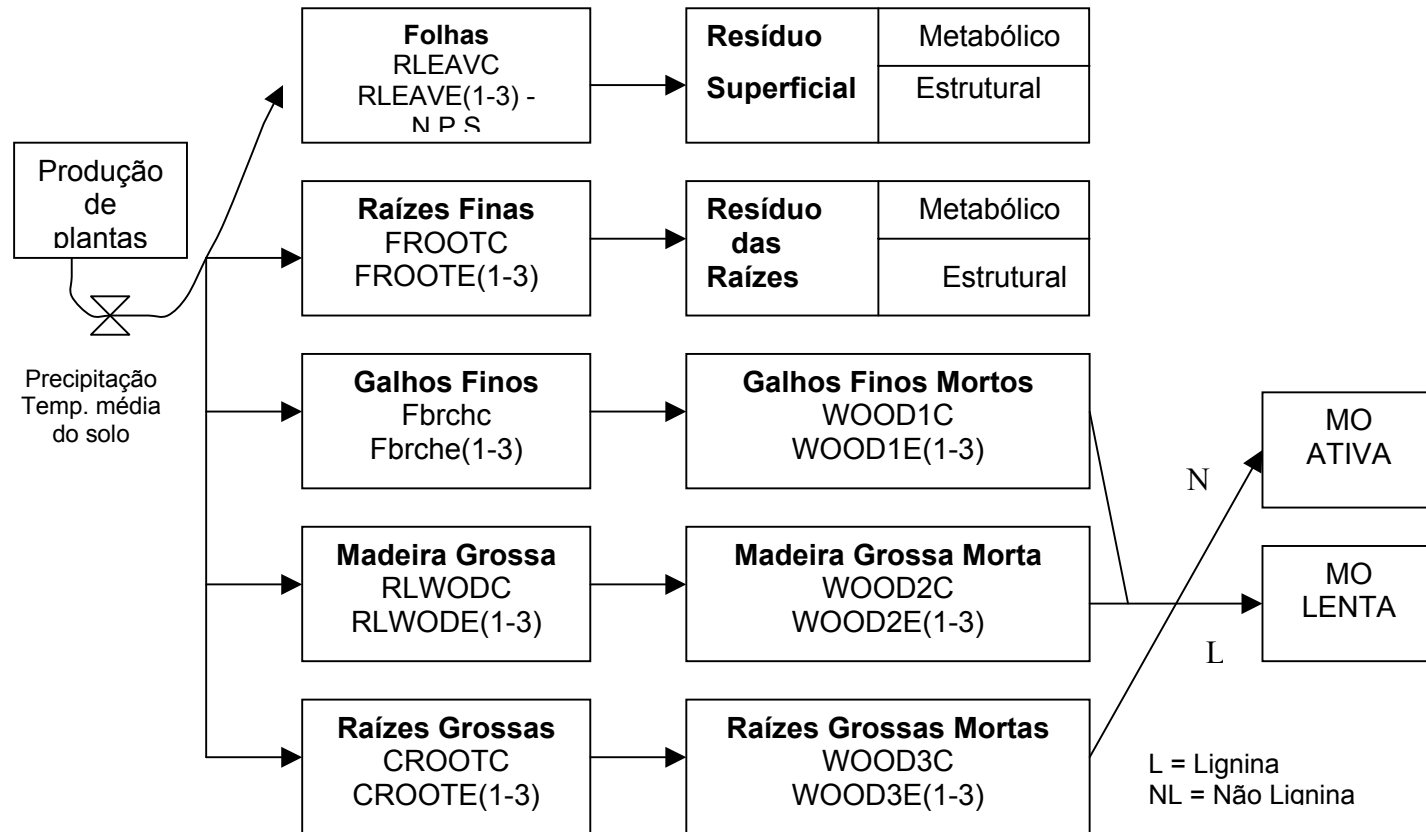
Apêndice 2. Granulometria na camada de 0 a 20 cm nos solos das Unidades de Mapeamento pertencentes às regiões com vegetação original de campo e floresta.

| Unidade de Mapeamento | Vegetação original | | Areia | Silte | Argila |
|-----------------------|--------------------|---------|--------------------------------|-------|--------|
| | | | g kg ⁻¹ | | |
| Cruz Alta | Campo | Rep. I | 625,0 | 116,0 | 259,0 |
| | | Rep. II | 627,0 | 118,0 | 255,0 |
| | | Média | 626,0 | 117,0 | 257,0 |
| Passo Fundo | Campo | Rep. I | 556,0 | 143,0 | 301,0 |
| | | Rep. II | 558,0 | 128,0 | 314,0 |
| | | Média | 557,0 | 135,5 | 307,5 |
| Santo Ângelo | Floresta | Rep. I | 22,0 | 358,0 | 620,0 |
| | | Rep. II | 28,0 | 342,0 | 630,0 |
| | | Média | 25,0 | 350,0 | 625,0 |
| Santo Ângelo | Campo | Rep. I | 57,0 | 238,0 | 705,0 |
| | | Rep. II | 53,0 | 233,0 | 714,0 |
| | | Média | 55,0 | 235,5 | 709,5 |
| Erechim | Floresta | Rep. I | 15,0 | 328,0 | 657,0 |
| | | Rep. II | 13,0 | 325,0 | 662,0 |
| | | Média | 14,0 | 326,5 | 659,5 |
| Vacaria | Campo | Rep. I | 44,0 | 246,0 | 710,0 |
| | | Rep. II | 29,0 | 255,0 | 716,0 |
| | | Média | 36,5 | 250,1 | 713,0 |

Apêndice 3. Submodelo da produção de pastagem e culturas (adaptado de Metherell et al., 1994)



Apêndice 4. Diagrama de fluxo para o submodelo de produção da floresta (Adaptado de Metherell et al., 1994).



Apêndice 5. Exemplo de parâmetros locais (site.100) do solo da Unidade de Mapeamento Cruz Alta para a execução de equilíbrio pelo modelo CENTURY.



| Parâmetros Climáticos | | | | | |
|-----------------------|------------|------|------------|------|------------|
| 14.8 | PRECIP(1) | 13.3 | PRECIP(2) | 14.0 | PRECIP(3) |
| 16.7 | PRECIP(4) | 18.6 | PRECIP(5) | 16.4 | PRECIP(6) |
| 13.8 | PRECIP(7) | 16.0 | PRECIP(8) | 18.7 | PRECIP(9) |
| 16.1 | PRECIP(10) | 14.3 | PRECIP(11) | 13.7 | PRECIP(12) |
| 17.6 | TMN2M(1) | 17.5 | TMN2M(2) | 16.3 | TMN2M(3) |
| 13.7 | TMN2M(4) | 10.8 | TMN2M(5) | 8.80 | TMN2M(6) |
| 8.30 | TMN2M(7) | 9.10 | TMN2M(8) | 10.5 | TMN2M(9) |
| 12.0 | TMN2M(10) | 14.1 | TMN2M(11) | 16.3 | TMN2M(12) |
| 29.7 | TMX2M(1) | 29.2 | TMX2M(2) | 27.8 | TMX2M(3) |
| 24.4 | TMX2M(4) | 21.2 | TMX2M(5) | 18.9 | TMX2M(6) |
| 19.2 | TMX2M(7) | 20.4 | TMX2M(8) | 21.9 | TMX2M(9) |
| 23.8 | TMX2M(10) | 26.5 | TMX2M(11) | 28.9 | TMX2M(12) |

| Parâmetros locais e de controle | | | | | |
|---------------------------------|--------|--------|--------|------|--------|
| 0 | IVAUTO | -28.70 | SITLAT | 53.6 | SITLNG |
| 0.62 | SAND | 0.12 | SILT | 0.26 | CLAY |
| 1.45 | BULKD | 5.0 | NLAYER | 5.0 | NLAYPG |
| 0.5 | DRAIN | 0.3 | BASEF | 0.6 | STORMF |
| 3.0 | SWFLAG | 5.2 | PH | 1.0 | PSLSRB |
| 100.0 | SORPMX | | | | |

| Parâmetros referentes a entrada externa de nutrientes | | | | | |
|---|----------|--------|----------|--|--|
| 0.21 | EPNFA(1) | 0.0028 | EPNFA(2) | | |
| -0.92 | EPNFS(1) | 0.028 | EPNFS(2) | | |

| Valores iniciais de carbono orgânico | | | | | |
|--------------------------------------|-------------|------|-------------|------|-------------|
| 0.01 | SOM1CI(1,1) | 0.01 | SOM1CI(2,1) | 0.01 | SOM2CI(1) |
| 0.01 | SOM3CI(1) | 0.01 | RCES1(1,1) | 0.01 | RCES1(1,2) |
| 0.01 | RCES1(1,3) | 0.01 | RCES1(2,1) | 0.01 | RCES1(2,2) |
| 0.01 | RCES1(2,3) | 0.01 | RCES2(1) | 0.01 | RCES2(2) |
| 0.01 | RCES2(3) | 0.01 | RCES3(1) | 0.01 | RCES3(2) |
| 0.01 | RCES3(3) | 0.01 | CLITTR(1,1) | 0.0 | CLITTR(1,2) |
| 0.01 | CLITTR(2,1) | 0.0 | CLITTR(2,2) | 0.01 | RCELIT(1,1) |
| 0.01 | RCELIT(1,2) | 0.01 | RCELIT(1,3) | 0.01 | RCELIT(2,1) |
| 0.01 | RCELIT(2,2) | 0.01 | RCELIT(2,3) | 0.01 | AGLCIS(1) |
| 0.0 | AGLCIS(2) | 0.01 | AGLIVE(1) | 0.01 | AGLIVE(2) |
| 0.0 | AGLIVE(3) | 0.01 | BGLCIS(1) | 0.0 | BGLCIS(2) |
| 0.01 | BGLIVE(1) | 0.01 | BGLIVE(2) | 0.01 | BGLIVE(3) |
| 0.01 | STDCIS(1) | 0.0 | STDCIS(2) | 0.01 | STDEDE(1) |
| 0.01 | STDEDE(2) | 0.0 | STDEDE(3) | | |

Parâmetros minerais inicial

| | | | | | |
|------|--------------|------|--------------|------|--------------|
| 0.01 | MINERL(1,1) | 0.01 | MINERL(2,1) | 0.01 | MINERL(3,1) |
| 0.0 | MINERL(4,1) | 0.0 | MINERL(5,1) | 0.00 | MINERL(6,1) |
| 0.0 | MINERL(7,1) | 0.0 | MINERL(8,1) | 0.0 | MINERL(9,1) |
| 0.0 | MINERL(10,1) | 0.01 | MINERL(1,2) | 0.0 | MINERL(2,2) |
| 0.0 | MINERL(3,2) | 0.0 | MINERL(4,2) | 0.0 | MINERL(5,2) |
| 0.0 | MINERL(6,2) | 0.0 | MINERL(7,2) | 0.0 | MINERL(8,2) |
| 0.0 | MINERL(9,2) | 0.0 | MINERL(10,2) | 0.01 | MINERL(1,3) |
| 0.0 | MINERL(2,3) | 0.0 | MINERL(3,3) | 0.0 | MINERL(4,3) |
| 0.0 | MINERL(5,3) | 0.0 | MINERL(6,3) | 0.0 | MINERL(7,3) |
| 0.0 | MINERL(8,3) | 0.0 | MINERL(9,3) | 0.0 | MINERL(10,3) |

continua

Continuação Apêndice 5.

| | | | | | |
|-----|-----------|-----|-----------|-----|-----------|
| 0.0 | PARENT(1) | 0.0 | PARENT(2) | 0.0 | PARENT(3) |
| 0.0 | SECNDY(1) | 0.0 | SECNDY(2) | 0.0 | SECNDY(3) |
| 0.0 | OCCLUD | | | | |

Parâmetros iniciais de água

| | | | | | |
|------|----------|------|---------|------|---------|
| 0.01 | RWCF(1) | 0.01 | RWCF(2) | 0.01 | RWCF(3) |
| 0.0 | RWCF(4) | 0.0 | RWCF(5) | 0.0 | RWCF(6) |
| 0.0 | RWCF(7) | 0.0 | RWCF(8) | 0.0 | RWCF(9) |
| 0.0 | RWCF(10) | 0.0 | SNLQ | 0.0 | SNOW |

Principais parâmetros:

PRECIP(1-12): precipitação média mensal;

TMN2M(1-12): temperatura média mensal mínima;

TMX2M(1-12): temperatura média mensal máxima;

IVAUTO: usa as equações padrões para inicializar os compartimentos de C;

SAND,SILT, CLAY: teor de areia, silte e argila;

SITLAL: latitude;

SITLNG: longitude;

BULKD: densidade do solo;

SOM1CI(1,1): valor inicial da matéria orgânica (MO) da superfície;

SOM1CI(2,1): valor inicial da MO do compartimento ativo;

SOM2CI(1): valor inicial da MO do compartimento lento;

SOM3CI(1): valor inicial da MO do compartimento passivo;

RCES1(1,3): relação C/E (N,P,S) inicial da MO da superfície;

RECS1(2,3) relação C/E (N,P,S) inicial da MO do compartimento ativo;

RCES2(3): relação C/E (N,P,S) inicial da MO do compartimento passivo;

MINERL(10,1;2;3): valores iniciais de N, P e S mineral para as camadas de solo;

Apêndice 6. Exemplo de arquivo de eventos (EVENT.100) para a execução de equilíbrio visando a obtenção dos compartimentos de CO do solo.

```

0      Starting year
5000   Last year
caeq.100 Site file name
0      Labeling type
-1     Labeling year
-1.00  Microcosm
-1     CO2 Systems
1      Initial system
G5     Initial crop
       Initial tree

Year Month Option
0      Block # Grassland, COM PASTEJO sem efeito na produção
5000   Last year
4      Repeats # years
0      Output starting year
1      Output month
500.0  Output interval
M      Weather choice
1 1 CROP G5
1 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
1 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
2 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
2 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
3 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
3 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
4 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
4 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
-999 -999 X

```

CROP G5: pastagem composta por 75% de espécies de estação quente e 25% de espécies de estação fria;

FRST8: mês do início do crescimento da pastagem (agosto);

LAST7: último mês de crescimento da pastagem (julho);

GRAZ GL: pastejo leve, sem alteração no rendimento da pastagem.

Apêndice 7. Exemplo de arquivo de base (GETORG) para a execução de base, ajustando as variáveis para a simulação dos cenários de manejo.

```

1850      Starting year
1950      Last year
cabase.100  Site file name
0        Labeling type
-1       Labeling year
-1.00    Microcosm
-1       CO2 Systems
1        Initial system
G5       Initial crop
        Initial tree

Year Month Option
1        Block # Grassland, COM PASTEJO sem efeito na produçã
1950     Last year
4        Repeats # years
1850     Output starting year
1        Output month
10.0     Output interval
M        Weather choice
1 1 CROP G5
1 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
1 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
2 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
2 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
3 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
3 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
4 1 GRAZ GL 2 GRAZ GL 3 GRAZ GL 4 GRAZ GL 5 GRAZ GL 6 GRAZ GL 7 LAST
4 7 GRAZ GL 8 FRST 8 GRAZ GL 9 GRAZ GL 10 GRAZ GL 11 GRAZ GL 12 GRAZ GL
-999 -999 X

```

Apêndice 8. Exemplo da elaboração do cenário de manejo 1 para o solo da Unidade de Mapeamento Cruz Alta, sob vegetação original de campo.

1951 Starting year
 2050 Last year
 cabase.100 Site file name
 0 Labeling type
 -1 Labeling year
 -1.00 Microcosm
 -1 CO2 Systems
 1 Initial system
 CATR1 Initial crop
 Initial tree

 Year Month Option
 1 Block # Trigo-pousio
 1970 Last year
 1 Repeats # years
 1951 Output starting year
 1 Output month
 0.083 Output interval
 M Weather choice
 1 1 CROP CATR1
 1 3 LAST 4 CULT P 5 CROP CATR1 5 PLTM 5 CULT D 5 FERT N1 6 FERT N3 9 HARV G
 1 9 LAST 11 CROP CAPOUSIO 11 FRST 12 EROD 0.6
 -999 -999 X
 2 Block # Trigo/soja,PC queima da palha de trigo
 2050 Last year
 1 Repeats # years
 1971 Output starting year
 1 Output month
 0.083 Output interval
 M Weather choice
 1 1 CROP CATR1
 1 3 HARV G 3 LAST 4 CULT P 5 CROP CATR2 5 PLTM 5 CULT D 5 FERT N1 6 FERT N3
 1 9 HARV G 9 LAST 10 FIRE H 11 CULT P 11 CROP SOJACA1 11 PLTM 11 CULT D 12
 EROD 1.2
 -999 -999 X

Apêndice 9. Exemplo da elaboração do cenário de manejo 1 para o solo da Unidade de Mapeamento Erechim, sob vegetação original de floresta.

```

1900      Starting year
2050      Last year
ermatobase.100  Site file name
0         Labeling type
-1        Labeling year
-1.00     Microcosm
-1        CO2 Systems
1         Initial system
MILHO1ER  Initial crop
MATA3     Initial tree

Year Month Option
1         Block #  corte e fogo
1900     Last year
1         Repeats # years
1900     Output starting year
1.0      Output month
0.083    Output interval
M        Weather choice
  1 1 TREE MATA3
  1 10 TREM SACORTE 12 TREM SAFOGO
-999 -999 X
2         Block #  Milho com baixo IC e pousio (invasoras gen,ricas)
1970     Last year
1         Repeats # years
1901     Output starting year
1.0      Output month
0.083    Output interval
M        Weather choice
  1 1 CROP MILHO1ER
  1 3 LAST 3 HARV G 4 CROP INV 4 CULT AT-7 4 PLTM 8 LAST
  1 9 CULT AT-7 10 CROP MILHO1ER 10 PLTM 10 CULT D 12 EROD 0.2
-999 -999 X
3         Block #  trigo/soja, PC com queima
2050     Last year
1         Repeats # years
1971     Output starting year
1.0      Output month
0.083    Output interval
M        Weather choice
  1 1 CROP T1ER
  1 3 LAST 3 HARV G 4 CULT P 5 CROP T1ER 5 PLTM 5 CULT D 5 FERT N1
  1 9 HARV G 9 LAST 10 FIRE H 11 CULT P 11 CROP SOJAER 11 PLTM 11 CULT D 12
EROD 1.2
-999 -999 X

```

VITA

Lucio Debarba, filho de Delvino Luiz Debarba e Lurdes Baú Debarba, nasceu em sananduva, Rio Grande do Sul, em 20 de fevereiro de 1967.

Cursou ensino primário no Colégio Santa Teresinha e o segundo grau na Escola Estadual de 2º grau Irmã Paula, em Sananduva.

Em 1985 ingressou no Curso de Agronomia da UFSM, onde graduou-se como Engenheiro Agrônomo em dezembro de 1990. Interrompeu temporariamente o curso de Agronomia em 1986, quando foi convocado a prestar serviço militar no 2º GAC - Grupo de Artilharia de Campanha, em Uruguaiana.

Em março de 1991 iniciou o Curso de Mestrado em Agronomia pela UFSM, área de concentração Biodinâmica e Produtividade do Solo, sob orientação do Prof, Telmo Jorge Carneiro Amado até dezembro de 1993.

Em março de 1994, prestou processo seletivo para professor na área de Manejo e Conservação do Solo na URCAMP em Bagé. Em 1996 assumiu a responsabilidade técnica do Laboratório de Solos da Universidade. Desenvolveu suas atividades na instituição até março de 2002.

Em março de 1998, iniciou seus estudos de Doutorado em Ciência do Solo - Área de Concentração Manejo do Solo, sob orientação do Prof, João Mielniczuk, junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Faculdade de Agronomia da UFRGS.

Em fevereiro de 2002 foi aprovado em concurso público para a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), iniciando as atividades em julho de 2002, no Setor de Resíduos Sólidos Industriais (SRI).

É casado com Adriene Debarba.