



CEEG Working Paper 2024/04

A evolução da “agricultura extensiva” em Niassa e o seu impacto sobre o meio ambiente (2012–2022)

Joaquim Miranda Maloa*

Novembro de 2024

Resumo: Este artigo tem por objectivo mapear e quantificar a evolução do desmatamento provocado pela agricultura extensiva em Niassa no período 2012–2022 e, por fim, estimar o percentual da perda da cobertura vegetal, em sistema de plantio, através de imagens aéreas digitais obtidas por satélite. Foram selecionados como amostra dois (2) distritos da província de Niassa (Chimbonila e Muembe) com elevada desflorestação entre os dezesseis (16) distritos. Os resultados da pesquisa indicam que as áreas cultivadas no período de 2012–2022 aumentaram de 255.155 para 388.912 hectares, o que equivale a uma perda de 15% de cobertura vegetal. Esta evolução está associada ao aumento das áreas de produção, caracterizado pelo cultivo itinerante e pelo uso de técnicas rudimentares ou tradicionais, o que tem provocado o desmatamento da vegetação nativa e a perda da biodiversidade, gerando assim impactos no meio ambiente.

Palavras-chave: agricultura extensiva, impacto, áreas de produção, meio ambiente

Classificação JEL: Q01

Agradecimentos: Este trabalho não seria possível sem a ajuda dos Eng.^{os} Artur Titos e Leonardo Abílio António e dos Drs. Dércio Constantino e Ivanilson Tomas António na elaboração dos mapas.

* Instituto Superior de Desenvolvimento Rural e Biociências da Universidade Rovuma, cidade de Lichinga, Moçambique, mwanamaloa@gmail.com.

Este estudo foi preparado no âmbito do programa [Crescimento inclusivo em Moçambique – reforçando a investigação e as capacidades](#), implementado em colaboração entre o Ministério de Economia e Finanças de Moçambique, a Universidade Eduardo Mondlane, a Universidade de Copenhaga e o UNU-WIDER. O programa é financiado através de contribuições de programas específicas pelos governos da Finlândia, da Noruega e da Suíça.

Copyright © Joaquim Miranda Maloa

Informações e pedidos: publications@wider.unu.edu

Texto dactilografado preparado por Adriana Barreiros.

As opiniões expressas neste artigo são da responsabilidade do(s) autor(es) e não reflectem necessariamente as opiniões dos parceiros do programa [Crescimento inclusivo em Moçambique – reforçando a investigação e as capacidades](#), nem dos doadores do mesmo.

1 Introdução

A agricultura familiar constitui a principal actividade económica de Moçambique, que ocupa grande parte da população activa, podendo alcançar mais de 75% dos cidadãos (Mosca, 2015). Esta actividade é realizada de forma extensiva ou itinerante (Pereira, 2022), caracterizando-se pelo uso de técnicas rudimentares ou tradicionais na produção, em que o uso de tecnologia é reduzido ou inexistente e estão disponíveis poucos recursos para investimento.

O objectivo geral deste artigo é avaliar o impacto da agricultura extensiva sobre o meio ambiente, nos distritos de Chimbonila e Muembe, no período 2012–2022. Como objectivo específico temos o de mapear e quantificar a evolução do desmatamento provocado pela agricultura extensiva nos distritos supracitados e estimar o percentual da perda da cobertura vegetal, em sistema de plantio, através de imagens aéreas digitais obtidas por satélite.

Neste contexto, Caldeira (2019) afirma que na província do Niassa em 2003 existiam 8,3 milhões de hectares de floresta e que ocorreu uma forte pressão de exploração, reduzindo a área de floresta para 7,9 milhões de hectares em 2016. Segundo Chandamela (2020), no período entre 2001 e 2016, Niassa perdeu cerca de 435.000 hectares de cobertura florestal, com reduções acentuadas nos distritos de “Chimbonila (65.000 hectares), Mecula (54.000 hectares), Sanga (50.000 hectares), Cuamba (47.000 hectares) e N’gauma (46.000 hectares)” (Chandamela, 2020, p. 5).

Também neste contexto, o Plano Estratégico do Niassa 2018–2029 (PEN 2029) (Governo da Província do Niassa, 2017) indica que a província deve alcançar como metas, a curto e médio prazo (até 2024), o aumento das áreas de produção de culturas alimentares de mais de 690.000 ha para 1.035.000 ha e o aumento das áreas de produção de culturas de rendimento de mais de 54.000 ha para mais de 67.500 ha. A longo prazo (até 2029), deve aumentar as áreas de produção de culturas alimentares de mais de 1.035.000 ha para pelo menos 1.552.500 ha e aumentar as áreas de produção de culturas de rendimento de mais de 67.500 ha para mais de 83.875 ha (Governo da Província do Niassa, 2017; Direcção Provincial da Agricultura e Segurança, 2018).

O presente artigo está estruturado em quatro partes. Na primeira parte, correspondente à introdução, faz-se o enquadramento do tema. Na segunda parte, referente à metodologia, faz-se a descrição da área de estudo, incluindo a localização, a vegetação e o clima e outros aspectos relevantes. São também apresentados os tipos de técnicas usados neste trabalho, assim como os passos seguidos, desde a colecta de informação e a recolha de dados no campo até ao seu processamento e à sua transcrição globalizada em forma de texto, gráfico e imagem. A terceira parte está reservada à apresentação e análise criteriosa dos dados recolhidos com vista a alcançar os objectivos traçados, para concretização desta pesquisa. Por fim, da quarta parte consta a conclusão.

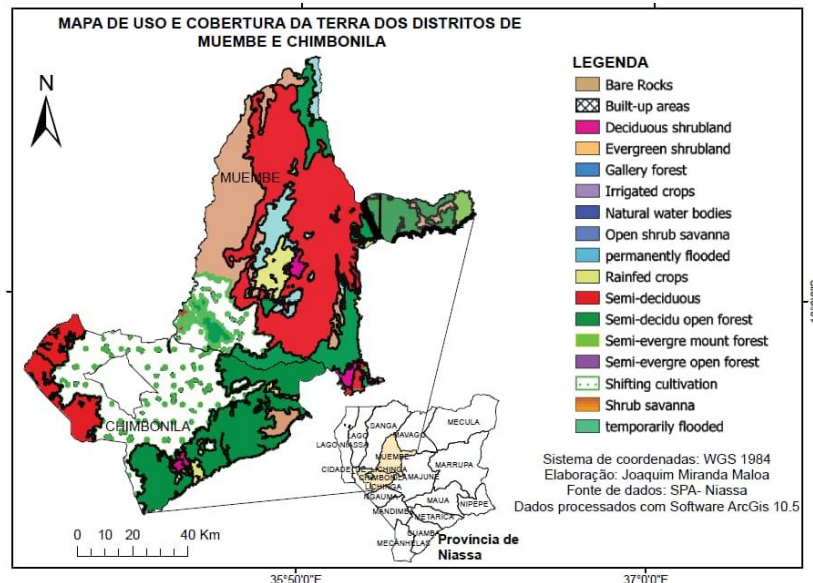
2 Material e método

2.1 Critério de selecção das áreas de estudo

A província do Niassa é a maior do país, com uma superfície de aproximadamente 129 mil km². Situa-se no extremo noroeste do país, entre as latitudes de 11° 25’ Norte e 15° 26’ Sul e as longitudes de 35° 58’ Este e 34° 30’ Oeste. Faz fronteira a norte com a Tanzânia, a oeste com a República do Malawi, a leste com a Província de Cabo Delgado e a sul com as Províncias de Nampula e Zambézia. A sua extensão comporta dezesseis (16) distritos, dos quais escolhemos como amostras dois (2), a saber, Chimbonila e Muembe, por se tratar de regiões com elevado desflorestamento, como mostra o mapa da Figura 1 abaixo e mostram

também os Gráficos 2, 6 e 15 de Chandamela (2020), relativos à área cultivada, população e área florestal da província de Niassa, do distrito de Chimbonila e do distrito de Muembe, respectivamente.

Figura 1: Mapa de uso e cobertura da terra dos distritos de Muembe e Chimbonila



Fonte: Ilustração do autor, com base nos dados de SPA- Niassa.

De acordo com Chandamela (2020), existe uma correlação (negativa) entre área florestal e área cultivada. É importante destacar que toda a área cultivada corresponde a agricultura itinerante, que pode ser caracterizada por agricultura de subsistência e agricultura comercial.

A agricultura itinerante é uma prática em que as machambas são usadas pelos agricultores por 2–3 anos e, em seguida, estes mudam para outros pedaços de terra. Esta prática agrária vigora como o principal factor do desflorestamento, ao qual acrescem a procura de madeira (MITADER, 2018) e o crescimento da população, que passou de 756.287 habitantes em 1997 para 1.213.398 em 2007 e para 1.865.976 em 2017 (INE, 2017 e 2018).

Os dados de Chandamela (2020, p. 1) mostram que entre as principais causas do abate descontrolado das florestas estão “a agricultura itinerante, o corte ilegal de árvores, a fraca fiscalização, planos de manejo ineficientes ou inexistentes e a corrupção, entre outros”, como o crescimento demográfico, como sugere o seu Gráfico 2.

A procura de terra de forma itinerante para cultivar tem prejudicado a evolução da cobertura florestal, sendo esta uma pressão que vai aumentar na medida em que a população vai crescendo, uma vez que aumenta também a procura da terra para o cultivo e a habitação (MITADER, 2018; Mosca, 2011).

Os já referidos gráficos de Chandamela (2020) mostram que, nos distritos de Chimbonila e Muembe, há uma correlação entre áreas cultivadas, crescimento da população e perda da cobertura florestal.

Os distritos selecionados correspondem a uma área que se localiza no noroeste da província, caracterizado por um clima de duas estações bem definidas ao longo do ano: uma chuvosa e outra seca. A estação chuvosa vai de Outubro a Março e a estação seca de Abril a Setembro, sendo a primeira a época da sementeira e a segunda a da colheita (Governo da Província do Niassa, 2017).

2.2 Amostragem de campo

Conduzimos o trabalho de campo entre Junho e Agosto de 2023, para observar as áreas de cultivo, e entrevistámos informantes-chave das aldeias, para as informações serem utilizadas como dados de verificação da transformação das coberturas florestais.

Além disso, marcámos 25 pontos georreferenciáveis de GPS de 100 × 100 m, realizando extensas caminhadas de pesquisa (84,8 km). Nestas caminhadas, percorremos grandes distâncias entre as aldeias e os campos de cultivos, para confirmar os dados de satélite com base na realidade encontrada no campo.

Com base nesse conhecimento, digitalizámos manualmente o curso exacto desses dados ou evidências.

2.3 Processamento de imagens de satélites

Adquirimos imagens de satélite do arquivo USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov>) de dois períodos de tempo diferentes, a saber, o início de 2012 e 2022, cobertos por várias cenas Landsat 8 Thematic Mapper (TM). As imagens de diferentes anos cobrem diferentes áreas; desta forma, a área de estudo foi definida pela intersecção entre todas as imagens que cobrem os distritos de Chimbunila e Muembe.

Tabela 1: Dados dos sensores

| Dados Sensores | Comprimento de onda | Data de aquisição | Resolução espacial | Transformação |
|----------------|---------------------|---------------------|--------------------|---------------|
| Landsat 8 TM | Bandas: 4,3,2 | 28 de Abril de 2022 | 30 metros | NDVI |
| Landsat 8 TM | Bandas: 4,3,2 | 28 de Abril de 2012 | 30 metros | NDVI |

Fonte: Organizado pelo autor usando os dados de USGS (s.d.).

O início de 2012 e 2022 estão cobertos por várias cenas Landsat 8 Thematic Mapper (TM), enquanto as imagens mais recentes são cenas Sentinel-2 de 2022 e cenas adicionais Landsat 8 OLI/TIRS de 2022.

A cobertura de nuvens foi um problema sério na área de estudo. Para superar esse problema, usámos um período de tempo mais longo para o período do início do ano 2012 e contámos com as imagens do Sentinel-2 para o período mais recente, pois oferecem uma resolução temporal mais alta. As cenas do Landsat são produtos georreferenciados corrigidos para terreno de nível 1 (L1T), que foram corrigidos radiometricamente e convertidos em reflectância de topo da atmosfera (Chander et al. 2009).

As imagens Sentinel-2 já foram adquiridas como reflectância de topo de atmosfera (produtos L1C), mas exigiram redimensionamento para valores reais de reflectância (ESA, 2024). Como as cenas Landsat e Sentinel-2 têm diferentes resoluções espaciais de 100 × 100 m e 10 × 10 m, respectivamente, reamostrámos as cenas Sentinel-2 para a resolução usando a amostragem do vizinho mais próximo. Camadas de índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI) foram calculadas para cada cena e empilhadas junto com bandas vermelhas, verdes, azuis e infravermelhas para um conjunto de dados raster de várias camadas (Schüßler et al. 2018; Friedrich et al. 2012).

2.4 Classificação supervisionada

A classificação da vegetação foi feita usando uma classificação supervisionada e o algoritmo de máxima verosimilhança. O método de classificação mais popular envolve atribuir uma

classe a um pixel para o qual a distância ponderada seja a mais baixa (Erbek et al., 2004). O esquema de classificação do Centro Nacional de Cartografia e Teledetecção (CENACARTA), que categoriza solo exposto, agricultura, zonas húmidas, pradarias, matagal, floresta aberta e floresta fechada, foi adaptado para as classes de Uso e Cobertura da Terra (UCT).

O presente estudo agrupou as categorias de floresta aberta e fechada (Sedano et al., 2005). A cobertura florestal varia de 0% a 100%, e a separação cria alguma ambiguidade no ponto de distinção entre as duas classes separadas. Além disso, as classes de vegetação arbustiva, matagal e pradaria foram organizados em uma classe geral chamada de zonas arbustivas. Foram escolhidas as seguintes classes temáticas de UCT: floresta, áreas arbustivas, agricultura, solo exposto, plantações florestais, rocha e corpos de água. A Tabela 2 apresenta as descrições destas classes.

Esta classificação de UCT foi identificada usando dados de campo colectados com GPS para a imagem de 2015. Além disso, foram usadas combinações espectrais variadas e imagens do Google Earth, para identificar classes sem dados de campo (corpos de água e rocha) e adicionar dados de campo.

2.5 Análise das mudanças de uso e cobertura

Para a interpretação das imagens de satélite, foi usada uma comparação de pós-classificação para a análise das mudanças temáticas. Este método demonstra a magnitude e a direcção da mudança ao longo do tempo (Lillesand et al., 2014). Foi empregado nos pares de imagens dos anos 2013–2022, usando o programa Arcmap 10.8, com a extensão da análise de imagens.

Esta extensão cria um mapa de mudança temático, a partir de dois mapas classificatórios, cada um contendo todas as mudanças que ocorreram durante os dois períodos.

Foi criado um conjunto de mapas com categorias agrupadas de classes de UCT para visualizar as mudanças de UCT com foco nas perdas e nos ganhos de floresta. “Perda de Floresta”, “Ganho de Floresta” e “Nenhuma Mudança” foram as categorias consideradas.

Assim, todas as mudanças na classe “Floresta” e “Plantações florestais” foram consideradas “Perda de Floresta” e todas as mudanças na classe “Floresta” foram consideradas “Ganho de Floresta”. A classe “Nenhuma Mudança” contém todos os casos em que na classe não houve mudança de um período para o outro. As classes “Zonas arbustivas”, “Agricultura”, “Solo exposto”, “Rocha” e “Água” estão incluídas na classe de “Outras Mudanças”. O desmatamento foi visto como perdas líquidas, ou perdas de floresta.

2.6 Índice de Vegetação Baseado em Diferenças Normalizadas

O NDVI foi calculado pela variação entre as bandas infravermelhas próximas e vermelhas e dividido pela soma dessas duas bandas (Rouse et al., 1974):

$$NDVI = (NIR - VIS)/(NIR + VIS) \quad (1)$$

Onde: NDVI = Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
NIR = Reflectância da faixa do infravermelho próximo
VIS = Reflectância da faixa do visível

A classificação de UCT não incluiu a distinção entre florestas densas e abertas, pelo que o NDVI foi usado como aproximação da biomassa vegetal. Foram criados dois mapas de NDVI da área de estudo usando as mesmas imagens utilizadas para a classificação de UCT em 2013 e 2022, e a diferença entre as duas imagens foi calculada (NDVI2013–2022).

Tabela 2: Tipos de coberturas e usos da terra

| Intervalos do NDVI | Tipos de coberturas e usos da terra |
|--------------------|---|
| -0,71 a -0,11 | Águas interiores (rios, reservatórios, represas, etc.). |
| -0,11 a 0,20 | Solo exposto, áreas urbanizadas, areias e rochas expostas e águas com sedimentos. |
| 0,20 a 0,40 | Zonas de culturas em fases iniciais de crescimento, pastos cultivados e seminaturais e vegetação esclerofila espinhosa. |
| 0,40 a 0,56 | Áreas de culturas desenvolvidas, vegetação arbustiva seminatural e vegetação ribeirinha. |
| 0,56 a 0,76 | Floresta semidecídua densa e degradada, e silviculturas desenvolvidas, vegetação secundária. |

Fonte: Cálculos do autor usando os dados de USGS (s.d.).

2.7 Avaliação da precisão do mapeamento

A matriz de confusão e os índices derivados dela foram usados neste estudo para avaliar a acurácia do mapa temático. A matriz sintetiza os resultados da classificação digital em relação à imagem referência, o que resulta em uma distribuição binomial.

Spiegel (1993) afirma que cada frequência na matriz corresponde a uma frequência esperada, que é calculada usando regras de probabilidade com base em uma hipótese específica. O autor afirma que os pontos foram corretamente classificados porque a diagonal da matriz (x_{ii}) mostra a frequência observada e mostra a concordância entre o esperado e o que foi visto em cada classe temática.

O número total de pontos da imagem para cada classe (x_{i+}) é representado por uma coluna que rodeia a matriz. Por sua vez, o número de pontos para cada classe (x_{+i}) no campo é representado pela linha marginal. Lingnau et al. (2004) assumem que tanto coeficientes de concordância total quanto de concordância para classes individuais podem ser utilizados para avaliar a acurácia de um mapeamento.

2.8 Exactidão global

Avalia a precisão do classificador e a divisão das somas das entradas que formam a diagonal principal da matriz é usada para calcular a exactidão global. Lingnau et al. (2004) afirmam que a exactidão global representa a precisão total do mapeamento, não como a precisão é distribuída pelas classes individuais.

$$\text{Acurácia} = \frac{\text{Número de píxeis correctamente classificados em cada categoria}}{\text{Número de píxeis correctamente classificados em cada categoria}} \times 100 \quad (2)$$

$$\text{Precisão de produtor} = \frac{\text{Número de píxeis correctamente classificados em cada categoria}}{\text{Número total de píxeis classificados nessa categoria (total da coluna)}} \times 100 \quad (3)$$

O coeficiente Kappa

Para escalas nominais, este coeficiente de concordância solicita a proporção de concordância depois de a concordância atribuída à casualidade ser excluída (Cohen, 1960). Como resultado da elaboração da matriz de erros, Lingnau et al. (2004) consideram-no um coeficiente que determina a concordância esperada a posteriori.

$$\text{Coef. Kappa} = \frac{(TA * TCA) - \sum(\text{Total da coluna} * \text{Total da linha})}{TA^2 - \sum(\text{Total da coluna} * \text{Total da linha})} \times 100 \quad (4)$$

Onde: TA = Total da amostra
TCA = Total da amostra corrigida

Este coeficiente leva em consideração todos os elementos da matriz de erros; no entanto, em contrapartida, ele leva em consideração apenas os elementos localizados na diagonal principal da mesma, estimando assim a soma da coluna e da linha marginais (Cohen, 1960).

Tabela 3: Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa

| Valor de Kappa | Qualidade do mapa temático |
|----------------|----------------------------|
| < 0,00 | Péssima |
| 0,00 – 0,20 | Ruim |
| 0,20 – 0,40 | Razoável |
| 0,40 – 0,60 | Boa |
| 0,60 – 0,80 | Muito boa |
| 0,80 – 1,00 | Excelente |

Fonte: Moreira (2005), adaptado de Landis e Koch (1977, p. 165).

2.9 Avaliação da precisão do mapeamento

Os valores de precisão global foram satisfatórios, com 88,4% e 84,4%, respectivamente, o que indica um bom mapeamento da área. A eliminação da concordância dos cálculos do índice Kappa como resultado da casualidade levou à diferença observada na exactidão global (Vilela et al., 2005).

As classificações visuais e supervisionada da Tabela 3 mostram qualidade excelente, de acordo com as classes de qualidade da classificação criadas por Ganan et al. (2005), que estão associadas aos valores do índice Kappa. Os excelentes índices de exactidão gerados pela classificação visual dependem do conhecimento prévio do intérprete da área mapeada.

Tabela 4: Os dados da precisão do mapeamento

| Tipos Florestais | AR | VR | MMC | FM | PE | Total |
|------------------------------------|--------------|-----|-----|----|-----|-------|
| AR | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 |
| VR | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| MMC | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 3 |
| FM | 0 | 0 | 0 | 37 | 0 | 40 |
| PE | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Total | 10 | 2 | 3 | 44 | 3 | 113 |
| Exactidão do utilizador (%) | 91 | 100 | 100 | 93 | 100 | |
| Exactidão do produtor (%) | 100 | 100 | 100 | 84 | 67 | |
| Precisão global | 86.5% | | | | | |
| Índice Kappa | 82.7% | | | | | |

Nota: AR- Afloramentos rochosos; FM- Floresta de Miombo; MMC- Matagal ou Campos de Cultivo; PE- Plantações Exóticas; e VR- Vegetação Ribeirinha.

Fonte: Cálculos do autor usando os dados de USGS (s.d.).

3 Resultados: o impacto da “agricultura extensiva” sobre o meio ambiente

Como mostra a Tabela 5, as precisões gerais das classificações de perda da cobertura florestal por agricultura para os anos 2012 e 2022 foram de 29% e 44%, respectivamente, enquanto as precisões dos afloramentos rochosos se mantiveram estáticas, nos 7% em ambos os anos; a floresta de miombo decaiu de 61% em 2012 para 46% em 2022; e a vegetação ribeirinha e as plantações exóticas mantiveram-se também estáticas, nos 2% em ambos os anos.

Tabela 5: Área ocupada por cada classe em 2012 e 2022

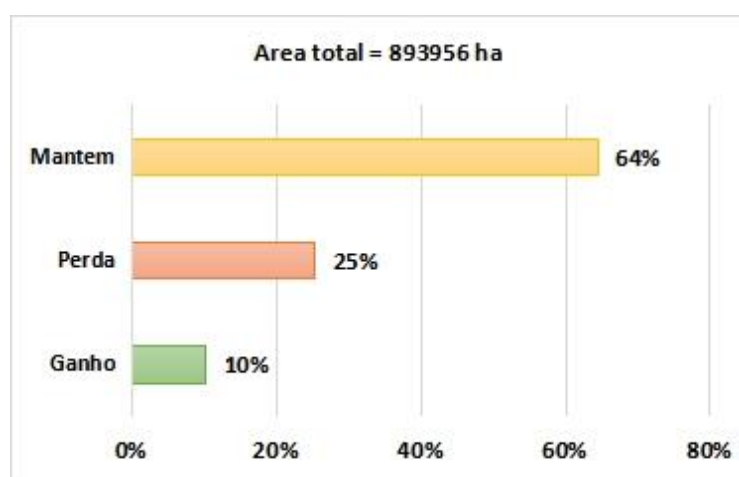
| Classes de Cobertura | 2012 | | 2022 | | Variação |
|------------------------------|----------------|----------|----------------|----------|---------------|
| | Área | Área% | Área | Área% | |
| Afloramentos rochosos | 65.562 | 7% | 65.630 | 7% | 67,390112 |
| Floresta de miombo | 541.095 | 61% | 406.985 | 46% | -134.109,9882 |
| Matagal ou campos cultivados | 255.155 | 29% | 388.912 | 44% | 133.757,1523 |
| Vegetação ribeirinha | 18.105 | 2% | 14.039 | 2% | -4.066,838108 |
| Plantações exóticas | 14.039 | 2% | 18.391 | 2% | 4.352,283881 |
| Total | 893.956 | 1 | 893.956 | 1 | 0 |

Fonte: Cálculos do autor usando os dados de USGS (s.d.).

A cobertura de matagal ou campos cultivados de toda a área de estudo aumentou de 255.155 km² (29%) em 2012 para 388.912 km² (44%) em 2022, totalizando uma perda de cobertura florestal de 133.757,1523 km², ou seja, de 15%, como resulta da Tabela 5. Essa mudança na cobertura florestal corresponde a uma taxa média anual de desmatamento de 1,5%. Áreas anteriormente não florestais, mistas de floresta de miombo e matagais e campos cultivados, foram convertidas em florestas em toda a região, com ganhos de 10%.

Cerca de 60% da floresta de miombo manteve-se desde 2012. Mas também houve uma perda de 25% de áreas florestais mistas de floresta de miombo e matagais e campos cultivados, dentro da área em estudo, como mostra a Figura 5.

Figura 5: Perda, ganho e manutenção da vegetação entre os anos 2012 e 2022

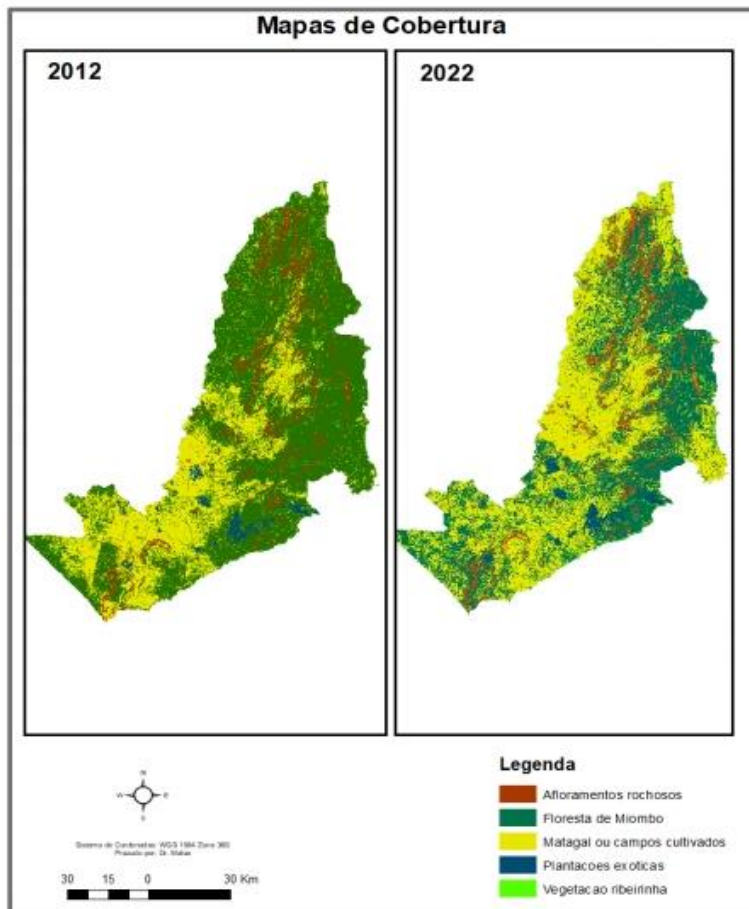


Fonte: Cálculos usando os dados de USGS (s.d.).

A diminuição da cobertura florestal foi documentada em todo o Niassa por vários autores (por exemplo, Johnstone et al., 2004; Marzoli, 2007; Siteo, 2015). O MITADER (2018, p. 8) afirma que as principais causas deste fenômeno são a agricultura, que contribui com cerca de 90% do desflorestamento anual, a conversão de florestas para planície, que contribui com 13%, devido à exploração florestal para fins de combustíveis lenhosos e madeira, e a conversão de florestas em assentamentos humanos, cuja contribuição é de 0,1%. Estes

resultados são consistentes com os estudos de Marzoli (2007), Júnior (2017) e Siteo et al. (2012).

Figura 6: Mapas de cobertura vegetal (floresta de miombo, exóticas e vegetação ribeirinha) entre os anos 2012 e 2022



Fonte: Elaborado pelo autor usando os dados do CENACARTA (2023).

Detectámos o crescimento da perda florestal para o sul, enquanto apenas alguns fragmentos menores de floresta permaneceram ao norte em 2022 (ver mapa de cobertura em 2022 na Figura 6).

O aumento da fragmentação, entre o sul e o norte da área de estudo, diminui a resiliência das comunidades de espécies para se adaptarem às mudanças ambientais (Brown et al., 2015), pondo em causa a biodiversidade terrestre (anfíbios, répteis e mamíferos), em termos genéticos, específicos e taxionómicos, mas também a flora terrestre.

Além disso, o aumento da fragmentação faz aumentar igualmente a perda da conectividade da paisagem e, portanto, o potencial impacto na biodiversidade.

A análise da conectividade da paisagem também tem importância social, pois a biodiversidade reveste-se de importância para as funções que a natureza presta para suprir necessidades humanas de modo directo ou indirecto (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). A biodiversidade participa de forma fundamental nos serviços de provisão, que são os relacionados com a capacidade de produzir bens tangíveis, como fibras, madeira, recursos medicinais, cosméticos, alimentos e matéria-prima para geração de energia. Participa ainda dos serviços reguladores, que são os que organizam as condições ambientais que sustentam a vida, como, por exemplo, a purificação do ar, da água, a regulação do clima, o controle de pragas e doenças, o controle de enchentes e erosão e o tratamento de resíduos (Aquino, 2014).

As áreas próximas de montanhas rochosas são as menos sujeitas ao desmatamento (ver, na Figura 6, as linhas vermelhas), sendo os fragmentos menores particularmente menos vulneráveis, enquanto as áreas menos rochosas, principalmente ao sul, mostram perda contínua do mosaico da paisagem e perda da complexidade e conectividade do habitat.

Em alguns pontos observados é visível uma regeneração florestal natural relativamente baixa. Esta realidade está de acordo com as informações obtidas dos dados do satélite, mas também há outros estudos, como os de Siteo (2015) e de Klanderud et al. (2010), que apontam que a sucessão natural da cobertura florestal é mais lenta quando os solos estão severamente degradados.

O crescimento limitado da floresta severamente degradada é visível na Figura 5, que mostra que apenas na área de estudo 10% de área degradada entre 2012–2022 conseguiu regenerar-se em apenas dez (10) anos. Esta realidade aumenta ainda mais a pressão sobre as florestas remanescentes em relação à extracção de madeira para construção ou cozinha, bem como para produtos florestais não madeireiros, como plantas medicinais ou fibras (Meggers, 1987).

Neste sentido, medidas de gestão deverão ser tomadas com base nos princípios de conservação comunitária ou definidas no código de conduta para uma agricultura sustentável e responsável para evitar consequências como a perda da cobertura florestal e da biodiversidade, que criam o risco de que algumas espécies ameaçadas a nível local entrem numa situação de perigo de extinção.

A materialização desses desafios pressupõe a intensificação e o reforço da agricultura de conservação nas comunidades, com vista a produzir alimentos em harmonia com a natureza, sem perturbar o solo (isto é, plantio directo e sementeira directa, sem dispersão das sementes) e com cobertura orgânica do solo (Mouzinho et al., 2013; Cunguara & Garret, 2011; Sedano et al. 2005; Cohen, 1960; Vilela et al. 2005; Ganan et al. 2005; Brown et al. 2015; Ratsimbazafy et al, 2012; Dambiro et al., 2011; FAO, 2011; Friedrich et al., 2012; Taimo & Colegari, 2007), apesar de esta já ser praticada em Moçambique desde 1996 (Mouzinho et al., 2013, p. 10).

Tal como referido por autores como Barbito e Nyaruwata (2015), Grabowski e Mouzinho (2013), Pfund et al. (2011) e Ribeiro (s.d.), a agricultura de conservação é um sistema agrícola que utiliza um conjunto de técnicas cuja função é proteger o solo da erosão, melhorar a sua fertilidade e aumentar a sua rentabilidade, contribuindo, assim, para a sustentabilidade ambiental.

4 Conclusão

Os resultados da pesquisa indicam que as áreas cultivadas no período 2012–2022, no noroeste da província de Niassa, principalmente nos distritos de Chimbonila e Muembe, aumentaram de 255.155 para 388.912 hectares, numa variação de 133.757 hectares, o que equivale a uma perda de 15% de cobertura florestal em dez (10) anos, numa taxa média anual de 1,5%.

Também salientamos que esta expansão agrícola pode ter efeitos significativos e negativos na conectividade da paisagem para as espécies que habitam a floresta.

As conclusões levam-nos a pensar num planeamento integrado do uso da terra, que combina aspectos do desenvolvimento sustentável da paisagem, com aproveitamento dos benefícios da “agricultura de conservação”, e conservação da biodiversidade.

Além disso, propomos que haja uma integração das necessidades humanas e da vida selvagem através da articulação de comunidades, governo e organizações não-

governamentais para encorajar as comunidades a melhorarem o planeamento do sustentável da terra e a integrarem as necessidades de subsistência.

Referências

Aquino, I. (2014). *Conectividade da Paisagem entre Unidades de Conservação do Distrito Federal baseada em Modelos de Custo Friccional* [Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Brasília]. Biblioteca Digital da Produção Intelectual Discente. <https://bdm.unb.br/handle/10483/12650>

Barbito, A., & Nyaruwata, L. (2015). *A agricultura de conservação e sua sustentabilidade social*. <https://www.researchgate.net/publication/304798834>

Brown, K. A., Parks, K. E., Bethell, C. A., Johnson, S. E., & Mulligan, M. (2015). Predicting Plant Diversity Patterns in Madagascar: Understanding the Effects of Climate and Land Cover Change in a Biodiversity Hotspot. *PLoS ONE*, 10(4), 10:e0122721. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122721>

Caldeira, A. (2019, 22 de Janeiro). *Perdidos 2,9 milhões de hectares de floresta em Moçambique, agricultura é a causa do desmatamento* [Artigo]. LinkedIn. <https://www.linkedin.com/pulse/perdidos-29-milh%C3%B5es-de-hectares-floresta-em-%C3%A9-causa-do-caldeira/?originalSubdomain=p>

Chandamela, M. (2020). *Cobertura Florestal na Província de Niassa* (Destaque Rural n° 112). Observatório do Meio Rural. <https://omrmz.org/wp-content/uploads/DR-112-Cobertura-Florestal-em-Niassa.pdf>

Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>

Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37–46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>

Cunguara, B., & Garrett, J. (2011). *O sector da agricultura em Moçambique: Análise da situação, constrangimentos e oportunidades para o crescimento agrícola*. IFPRI e Universidade do Estado de Michigan.

Dambiro, J., Xavier, F. Vasco, B. & Azito, M. (2011). *Introducing Conservation Agriculture in the Quirimbas National Park of Cabo Delgado, Northern Mozambique*. Aga Khan Foundation.

DPASAN – Direcção Provincial da Agricultura e Segurança Alimentar do Niassa. (2018). *Balanço anual do PES 2017*.

Erbek, F. S., Özkan, C., & Taberner, M. (2004). Comparison of maximum likelihood classification method with supervised artificial neural network algorithms for land use activities. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9), 1733–1748. <https://doi.org/10.1080/0143116031000150077>

ESA – European Spatial Agency. (2024). *Science Toolbox Exploitation Platform. Sen2Cor STEP ESA*. <https://step.esa.int/main/snap-supported-plugins/sen2cor/>

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. (s.d.). *Conservation Agriculture*. Acessado em 12 de Abril de 2012 em <http://www.fao.org/ag/ca/1a.html>

Friedrich, T., Derpsch, R., & Kassam, A. (2012). Overview of the Global Spread of Conservation Agriculture. *Field Actions Science Reports* [Online], Special Issue 6. <http://journals.openedition.org/factsreports/1941>

Ganan, J. R., Rocha, J. V., Mercante, E., & Antunes, J. F. G. (2005). Mapeamento da cultura da soja com imagens Landsat 5/TM utilizando algoritmos de classificação supervisionada. In *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* (pp. 549–555), INPE. <http://marte.sid.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.21.19.08/doc/549.pdf>

Governo da Província do Niassa. (2017). *Plano Estratégico do Niassa 2018–2029 (PEN 2029)*. <https://www.niassa.gov.mz/por/Documentos/PEN-2018-2029>

Grabowski, P., & Mouzinho, B. (2013). *Priorização de ações para Agricultura de Conservação em Moçambique* (Relatório Preliminar de Pesquisa N.º 5P). Instituto de Investigação Agrária de Moçambique (IIAM).

INE – Instituto Nacional de Estatística. (2017). *IV Recenseamento Geral da População*. República de Moçambique.

INE – Instituto Nacional de Estatística (2018). *Divulgação dos resultados IV RGPH 2017*. República de Moçambique.

Johnstone, R., Cau, B., & Norfolk, S. (2004). Legislação Florestal em Moçambique: Cumprimento e impacto em comunidades residentes na Floresta. In L. Nhantumbo, M. Foloma, & N. Puná (Eds.), *Memórias da III Conferência Nacional sobre o manejo Comunitário dos Recursos Naturais*, 21–23 de Junho de 2004 (pp. 94–131). Direcção Nacional de Florestas e Fauna Bravia, Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural/IUCN.

Júnior, A. (2017, 24 de Agosto). *Moçambique perdeu quatro milhões de hectares de florestas nos últimos 15 anos*. Voa Português. Acessado em 16 de Outubro 2019 em <https://www.voaportugues.com/a/mocambique-perdeu-15-milhoes-hectares-florestas/3999333.html>

Klanderud, K., Mbolatiana, H. Z. H., Vololomboahangy, M. N., Radimbison, M. A., Roger, E., Totland, Ø., & Rajeriarison, C. (2010). Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 19, 187–204. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9714-3>

Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., & Chipman, J. W. (2014). *Remote Sensing and Image Interpretation* (seventh ed.). John Wiley & Sons. https://www.bkbcollege.in/upload/dpt_book/1669887716.pdf

Lingnau, C., Antunes, A. F. B., & Quintas, M. L. (2004). Análise de Acurácia de Mapa de Uso do Solo Oriundo de Classificação de Imagem de Alta Resolução. In D. Quintino, M. V. Wilson, & A. S. C. Jorge (Orgs.), *Série em Ciências Geodésicas – Cartografia, Instrumento de Renovação Política e Inovação Tecnológica*, vol. 4 (pp. 101–113). UFPR.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

Marzoli, A. (2007). *Avaliação Integrada das Florestas de Moçambique - AIFM: Inventário Florestal Nacional*. Ministério da Agricultura, Direcção Nacional de Terras e Florestas.

Meggers, B. J. (1987). *Amazônia: a ilusão de um paraíso* (M. Y. Linhares, Trad.; 2.ª Edição). Editora da Universidade de São Paulo. <https://www.amazon.com.br/Amaz%C3%B4nia-Ilus%C3%A3o-Paraíso-Betty-Meggers/dp/8531906059>

MITADER – Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural. (2018). *Desflorestamento em Moçambique (2003-2016)*.

Moreira, M. A. (2005). *Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação*. Ed. UFV.

Mosca, J. (2011). *Política agrícola em Moçambique 1975-2009*. Escolar Editora.

Mosca, J. (2015). *Agricultura familiar em Moçambique: ideologias e políticas* (Observador Rural n°24). Observatório do Meio Rural. <https://omrmz.org/observador/or-24-agricultura-familiar-em-mocambique-ideologias-e-politicas/>

Mouzinho, B., Cunguara, B., & Donovan, C. (2013). *Uso de Agricultura de Conservação pelos pequenos produtores no Centro e Norte de Moçambique, 2010/11* (Flash N° 67P). MADER, Direcção de Economia.

Pereira, M. F. C. S. (2022). *Caracterização de sistemas agrícolas itinerantes em comunidades tradicionais do município de Cananéia – SP: implicações no tempo sobre diversidade florística, estoques de carbono e fertilidade do solo* [Tese de Doutorado em Ecologia Aplicada, Universidade de São Paulo, Piracicaba]. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP. <https://doi.org/10.11606/T.91.2021.tde-11022022-154011>

Pfund, J. L., Watts, J. D., Boissière, M., Boucard, A., Bullock, R. M., Ekadinata, A., Dewi S., Feintrenie, L., Levang, P., Rantala, S., Sheil, D., Sunderland, T. C. H., & Urech, Z. L. (2011). Understanding and Integrating Local Perceptions of Trees and Forests into Incentives for Sustainable Landscape Management. *Environmental Management*, 48, 334–349. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9689-1>

Ratsimbazafy, C. L., Harada K., Yamamura M. (2012). Forest resources use, attitude, and perception of local residents towards community based forest management: Case of the Makira Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) Project, Madagascar. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 4(13), 321–332. <https://doi.org/10.5897/JENE11.123>

Ribeiro, A. (s.d.). Agricultura intensiva e extensiva. *Brasil Escola*. <https://brasilecola.uol.com.br/geografia/agricultura-intensiva-extensiva.htm>

Rouse, J. W., Jr., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In S. C. Freden, E. P. Marcanti, & M. A. Becker (Eds.), *Third ERTS-1 Symposium – Volume I: Technical presentations*, NASA SP-351 (pp. 309-317). NASA. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19740022614>

Schüßler, D., Lee, P. C., & Stadtmann, R. (2018). Analyzing land use change to identify migration corridors of African elephants (*Loxodonta africana*) in the Kenyan-Tanzanian borderlands. *Landscape Ecology*, 33, 2121–2136. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0728-7>

Sedano, F., Gong, P., & Ferrão, M. (2005). Land cover assessment with MODIS imagery in southern African Miombo ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 98(4), 429–441. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2005.08.009>

Sitoe, A., Salomão, A., & Wertz-Kanounnikoff, S. (2012). *O contexto de REDD+ em Moçambique: causas, actores e instituições*. CIFOR. <https://doi.org/10.17528/cifor/003760>

Sitoe, A. (2015). *Governança Florestal em Niassa: o caso de Muembe, Sanga, Lago e Cuamba*. ORAM. <https://pt.scribd.com/document/715308904/7>

Spiegel, M. R. (1993). *Estatística* (3.^a ed.). Makron Books.

Taimo, J. P. C., & Calegari, A. (2007). *Manual de Agricultura de Conservação para agricultores e técnicos*. PROMEC. https://www.researchgate.net/publication/341193590_Manual_de_Agricultura_de_Conser

vacao_para_tecnicos_e_agricultores_Instituto_Nacional_de_Gestao_de_Calamidades_GTZ_PR
OMEC_-_PROMOCAO_ECONOMICA_DE_CAMPONESES_-
_SOFALA_Cooperacao_Austriaca_para_o_desenvo

USGS – U.S. Geological Survey. (s.d.). *EarthExplorer*. Acedido em 28 de Novembro de 2023 em <https://earthexplorer.usgs.gov>

Vilela, M. F., Soares, V. P., Aduan, R. E., Fernandes Filho, E. I., Pereira, R. A., & Ribeiro, C. A. A. S. (2005). Uso de imagens orbitais como base de dados para projetos de reforma agrária. *Revista Árvore*, 29(4), 627–638. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000400015>